

Alma Mater Studiorum – Università di Bologna

DOTTORATO DI RICERCA IN
Scienze e tecnologie agrarie, ambientali e alimentari

Ciclo: XXXI

Settore Concorsuale: 07/C1

Settore Scientifico Disciplinare: AGR/08

**MODELLI DI SIMULAZIONE IDRAULICA E QUALITATIVA PER
LA GESTIONE ED IL MONITORAGGIO DEI CANALI IRRIGUI:
APPLICAZIONE ALLA RETE DEL CANALE EMILIANO
ROMAGNOLO**

Presentata da: Ing. Marta Luppi

Coordinatore Dottorato
Massimiliano Petracci

Supervisore
Prof. Ing. Attilio Toscano

Co-Supervisor
Dott. Adriano Battilani
Prof. Ing. Vittorio Di Federico

Esame finale anno 2019

RINGRAZIAMENTI

Il presente lavoro è stato reso possibile grazie all'opportunità offerta dall'Alma Mater Studiorum-Università di Bologna di dottorato di ricerca presso il Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agro-Alimentari DISTAL rispetto al Curriculum Ingegneria Agraria.

Si ringrazia il Consorzio di II grado del Canale Emiliano Romagnolo (CER) per il materiale fornito in termini di dati di progetto e rilevati dell'opera stessa, di database di misure idrauliche e qualitative e di areali di competenza delle derivazioni irrigue oggetto di studio.

Si ringrazia il Consorzio di I grado della Bonifica Renana per il materiale fornito concernente le derivazioni irrigue di propria competenza oggetto di studio.

Si ringrazia il Servizio-Idro-Meteo-Clima ArpaER per aver fornito i dati meteo-climatici relativi al comprensorio del CER e quelli di colture prevalenti rispetto agli areali delle derivazioni irrigue oggetto di studio.

Si ringrazia il Centro di Ricerca IRSTEA (Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture, Montpellier, Francia) per aver reso disponibile il software SIC² per tutta la durata del lavoro. Un riconoscimento particolare va al Dott. Pierre-Olivier Malaterre appartenete al Gruppo di Ricerca GHOST (Gestion Hydraulique, Optimisation et Supervision des Transferts d'Eau) per i preziosi contributo ed aiuto rispetto alla modellazione idraulica del presente caso studio.

Infine, un ringraziamento va al Supervisore Prof. Ing. Attilio Toscano e ai Co-Supervisori Dott. Adriano Battilani e Prof. Ing. Vittorio Di Federico.

ABSTRACT

Nel panorama delle pratiche irrigue, l'ottica di sviluppo sostenibile trova ad interfacciarsi con perdite di risorsa ingenti e inadeguatezza della raccolta dati relativi agli stati idraulico e qualitativo dei sistemi di consegna. Negli ultimi anni, diverse energie sono state spese per aumentare l'efficienza e promuovere logiche di regolazione e di controllo. La modellazione idraulica in termini quantitativi e qualitativi rappresenta, quindi, uno strumento strategico per la ricostruzione dei dati non misurati. Il presente lavoro si focalizza su di essa rispetto al caso studio Canale Emiliano Romagnolo (CER), infrastruttura di primaria importanza per la fornitura di acqua da destinarsi alle pratiche irrigue nella regione Emilia Romagna. In particolare, sono stati considerati due segmenti: PS (Segmento Pilota) e ES (Segmento Estesio) caratterizzati da configurazioni geometriche e funzionali, accuratezza di misure idrauliche, numero di stazioni di misura e di derivazioni irrigue differenti.

Inizialmente si è trattata la modellazione quantitativa. In particolare, si sono testati due software di modellazione idraulica: HEC-RAS e SIC². Si è dimostrato come il secondo fosse più performante rispetto al caso studio poiché particolarmente versatile in termini di imposizione delle condizioni al contorno. È stato elaborato un approccio definito "multi-disciplinare" per la stima delle portate transittanti non misurate lungo l'asta e di quelle prelevate in corrispondenza delle derivazioni irrigue. Le prime sono state ottenute a partire dalle altezze idriche misurate e da un processo di ottimizzazione delle variabili idrauliche coefficienti di scabrezza e di portata in SIC². Le seconde sono state calcolate a partire da valori dichiarati e stimati di Optimum Crop Water Requirement in uscita dal DSS IRRINET. Riferendosi sia ad aspetti idraulici che agronomici, l'approccio è stato definito "multi-disciplinare". Esso è stato elaborato su PS e applicato, successivamente, a ES riportando, per il primo, risultati ottimi e, per il secondo, buoni. Successivamente, il modulo qualitativo è stato sviluppato rispetto al costituente Escherichia Coli (E.coli) sul modello idraulico di ES entro il software SIC². Si considera una cinetica del primo ordine implementata con diversi coefficienti di reazione ricavati da letteratura. Essendo disponibili misure non in continuo è stata necessaria l'elaborazione di due metodologie: la prima per ricostruire l'imposizione delle condizioni al contorno del costituente in ingresso al sistema e la seconda per la validazione dei risultati ottenuti da simulazione. Esse hanno potuto contare su uno storico di misure particolarmente ampio. Si è quindi individuato il valore del coefficiente di reazione maggiormente idoneo per il presente caso studio.

Nel corso della trattazione si sono riscontrati alcuni punti spinosi. Per il modulo quantitativo, si è vista l'impossibilità di utilizzo del software HEC-RAS in conseguenza dell'imposizione delle condizioni al contorno solo in termini di altezza idrica. Inoltre, le misurazioni su ES sono risultate significativamente influenzate dalle operazioni di gestione con conseguente diminuzione di accuratezza. Infine, la scala temporale delle stime di portata derivata è decadale rispetto a quella giornaliera delle simulazioni. Per il modulo qualitativo, si è riscontrata l'assenza di misure in continuo del costituente E.coli e un numero limitato di punti di campionamento. Per tali ragioni si è dovuto contare su uno storico particolarmente ampio.

Gli sviluppi futuri del presente lavoro sono essenzialmente due. Il primo riguarda l'approfondimento degli aspetti di qualità rispetto alla modellazione dei Solidi Sospesi Totali (TSS) al fine di valutare una possibile correlazione con E.coli. Il secondo prevede l'estensione della modellazione alla rete di consegna a valle delle derivazioni irrigue insistenti sul CER cioè a quel sistema di canali in terra che parte dal CER e raggiunge i singoli appezzamenti.

INDICE

SEZIONE A-INTRODUZIONE

1. LA CONTESTUALIZZAZIONE DEL LAVORO	Pag. 1
2. IL CANALE EMILIANO ROMAGNOLO (CER)	Pag. 3
2.1 L'INFRASTRUTTURA IDRAULICA	Pag. 3
2.2 LE DERIVAZIONI IRRIGUE	Pag. 8
2.3 LE MISURAZIONI IDRAULICHE	Pag. 10
2.4 IL SERVIZIO IRRINET	Pag. 11
2.5 LE MISURAZIONI QUALITATIVE	Pag. 11

SEZIONE B-STATO DELL'ARTE

3. LA MODELLAZIONE IDRAULICA DEI CANALI IRRIGUI	Pag. 13
3.1 INTRODUZIONE	Pag. 13
3.2 LE EQUAZIONI IDRAULICHE IMPLEMENTABILI	Pag. 14
3.3 I PRINCIPALI SOFTWARE DISPONIBILI SUL MERCATO	Pag. 17
3.4 L'AVANZAMENTO DELLA RICERCA	Pag. 18
4. LA MODELLAZIONE QUALITATIVA DEI CANALI IRRIGUI	Pag. 22
4.1 INTRODUZIONE	Pag. 22
4.2 LA DEFINIZIONE DEGLI STANDARD QUALITATIVI SECONDO LA LEGISLAZIONE ITALIANA	Pag. 24
4.3 LE CINETICHE IMPLEMENTABILI	Pag. 29
4.4 LA MODELLAZIONE DELLA SOSTANZA ORGANICA (BOD)	Pag. 37
4.5 LA MODELLAZIONE MICROBIOLOGICA (E.coli)	Pag. 38
5. IL SOFTWARE DI MODELLAZIONE HEC-RAS	Pag. 41
6. IL SOFTWARE DI MODELLAZIONE SIC²	Pag. 43

6.1 INTRODUZIONE	Pag. 43
6.2 I MODULI COSTITUENTI IL SOFTWARE	Pag. 44
6.2.1 Modulo geometrico	Pag. 44
6.2.2 Modulo Project Explorer	Pag. 45
6.2.3 Modulo qualitativo	Pag. 47
6.3 I CONCETTI TEORICI E LE EQUAZIONI IMPLEMENTATE	Pag. 48
6.3.1 Definizioni topologica e geometrica	Pag. 48
6.3.2 Implementazione delle simulazioni in regime di moto stazionario e transitorio	Pag. 50
6.3.3 Implementazione delle simulazioni qualitative	Pag. 51

SEZIONE C-MATERIALI E METODI

7. IL CASO STUDIO	Pag. 58
7.1 LA DESCRIZIONE DEL CASO STUDIO	Pag. 58
7.2 IL CONSORZIO DI I GRADO DELLA BONIFICA RENANA	Pag. 61
7.3 LA CARATTERIZZAZIONE DEL SEGMENTO PILOTA (PS)	Pag. 64
7.4 LA CARATTERIZZAZIONE DEL SEGMENTO ESTESO (ES)	Pag. 66
7.5 IL PERIODO DI STUDIO	Pag. 68
7.6 LA CARATTERIZZAZIONE QUALITATIVA DI ES	Pag. 69
8. LA METODOLOGIA DI STIMA DELLE PORTATE IRRIGUE DERIVATE	Pag. 72
9. LA METODOLOGIA DI STIMA DELLE PORTATE TRANSITANTI LUNGO L'ASTA DEL CANALE	Pag. 78
9.1 LE SPECIFICHE DEL CASO STUDIO PER LA MODELLAZIONE IDRAULICA	Pag. 78
9.2 IL MODELLO IDRAULICO IN HEC-RAS	Pag. 80
9.2.1 Modello e risultati per PS	Pag. 80
9.2.2 Modello e risultati per ES	Pag. 84
9.3 IL MODELLO IDRAULICO IN SIC ²	Pag. 86
9.3.1 Introduzione	Pag. 86
9.3.2 Risoluzione dello schema idraulico di PS	Pag. 87

9.3.3	Risoluzione dello schema idraulico di ES	Pag. 96
10.	LA METODOLOGIA DI STIMA DI E.coli LUNGO ES	Pag. 103
10.1	INTRODUZIONE	Pag. 103
10.2	LA MODELLAZIONE IN SIC ²	Pag. 103
10.3	LE CONDIZIONI AL CONTORNO	Pag. 104
10.4	LA VALIDAZIONE DEI RISULTATI	Pag. 106
SEZIONE D-RISULTATI E DISCUSSIONE		
11.	LE PORTATE IRRIGUE DERIVATE	Pag. 109
11.1	I PRELIEVI STIMATI LUNGO PS	Pag. 109
11.2	I PRELIEVI STIMATI LUNGO ES	Pag. 112
12.	LE PORTATE TRANSITANTI LUNGO L'ASTA	Pag. 116
12.1	GLI OUTPUT DAL MODELLO IDRAULICO DI PS	Pag. 116
12.1.1	Regime di moto lungo l'asta	Pag. 116
12.1.2	Ottimizzazione: stima delle portate transitanti e delle principali variabili idrauliche	Pag. 118
12.2	GLI OUTPUT DAL MODELLO IDRAULICO OTTIMIZZATO DI ES	Pag. 126
13.	E.coli TRANSITANTE LUNGO ES	Pag. 133
SEZIONE E-CONCLUSIONI		
14.	CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE	Pag. 136
BIBLIOGRAFIA E SITOGRAFIA		Pag. 138

SEZIONE A-INTRODUZIONE

1. LA CONTESTUALIZZAZIONE DEL LAVORO

Negli scorsi decenni l'Europa è cresciuta in prosperità e benessere contando su un utilizzo intensivo delle risorse naturali (European Commission, 2011). Attualmente, tuttavia, essa si trova a fronteggiare una sfida di crescita che prevede un futuro sostenibile (EEA, 2009). In termini di risorse idriche, entro il 2020 dovranno essere attuati tutti i Piani di Gestione dei Bacini Idrografici secondo la Direttiva Quadro Acque WFD/2000/60CE (European Commission, 2000). Essi, considerando i differenti settori economici e le aree geografiche, prevedono il raggiungimento di obiettivi in termini di efficienza idrica attraverso misure basate su una metodologia comunitaria (European Commission, 2012). A livello europeo, si stima che il margine di miglioramento di utilizzo a fini irrigui sia del 20-40% attraverso operazioni di gestione ottimizzata e tecnologie innovative (Ecologic, 2007). A scala nazionale, tra gli obiettivi dell'Accordo di Partenariato 2014-2020 per l'impiego di fondi strutturali e di investimento europei, si rimanda alla necessità di sviluppo di attività di ricerca e di innovazione per un uso efficiente delle risorse naturali rispetto alla preservazione e tutela dell'ambiente, alla prevenzione dei cambiamenti climatici e alla promozione della competitività delle piccole e medie imprese nei settori primari (Agenzia per la Coesione Territoriale, 2017). Tra le esigenze di sviluppo e di potenziale crescita, l'irrigazione assume un ruolo essenziale. In particolare, sono evidenziate necessità di interventi di completamento degli schemi irrigui per consentirne l'effettiva funzionalità, di ammodernamento della rete di consegna per ovviare al progressivo deterioramento e ai prelievi non autorizzati e di ricerca/equipaggiamento rispetto a sistemi di misura, di controllo e di stima per razionalizzare la pratica irrigua ovviando sprechi e inefficienze e quantificando i volumi erogati (Agenzia per la Coesione Territoriale, 2017). Su questa scia è stato promosso dal MiPAAF (2015) un decreto contenente linee guida per la regolamentazione da parte delle regioni, delle diverse modalità di quantificazione dei volumi irrigui (DGR, 2016a). In Emilia Romagna, esso è stato recepito dal DGR 2254/2016 (DGR, 2016b) in condivisione con il Consorzio di Bonifica di II grado per il Canale Emiliano Romagnolo, dalla Consulta agricola dell'Emilia Romagna e dalle Autorità di Bacino di rilievo nazionale Po, Arno e Tevere in cui ricade il territorio regionale. La disciplina è stata approvata e, conseguentemente, l'adeguamento del sistema di misura dell'acqua irrigua e della gestione del flusso informativo deve essere realizzato entro il 2020.

Il presente lavoro di tesi si inserisce nel quadro normativo descritto ed è nato a seguito di una specifica esigenza palesata dal Consorzio di Bonifica di II grado del Canale Emiliano Romagnolo

(CER) al gruppo di Ingegneria Idraulica del Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agro-Alimentari (DISTAL). È stato richiesto di elaborare uno strumento che consentisse la quantificazione della risorsa idrica distribuita alle utenze irrigue (gestite dai Consorzi di Bonifica di I grado) e convogliata nel canale, a partire dai dati disponibili. Conseguentemente, nota la caratterizzazione idraulica, si è palesata la necessità di descrivere l'andamento di parametri di qualità, in particolare quelli di natura microbiologica. I punti che si considerano di forza del presente lavoro sono essenzialmente due. Il primo risiede nel caso studio stesso: un'opera essenziale per le pratiche irrigue nella regione Emilia Romagna che serve un'area complessiva di circa 3,000 km². Da questo è derivata l'organizzazione dell'ingente mole di dati: di progetto, rilevati, idraulici (altezze idriche) e qualitativi (parametri fisici, chimici e biologici) misurati lungo l'asta. Il secondo punto di forza e di innovazione risiede nella multi-disciplinarietà. In particolare, lo strumento ottenuto combina tra loro aspetti di agronomia, di modellazione idraulica e qualitativa. L'utilizzo di DSS (Decisional Support Systems) per la gestione ottimale dell'irrigazione prevede la caratterizzazione delle colture irrigue in termini di fabbisogni. Essi, quindi, possono indirettamente fornire informazioni sui quantitativi in gioco nel sistema di consegna, in particolare sul suo stato idraulico (ad esempio, portate veicolate). D'altro canto, la modellazione idraulica emerge come strategica per la ricostruzione di dati non misurati, di perturbazioni (entrate ed uscite rispetto al sistema) e di variabili idrauliche. Su di essa, inoltre, poggiano le dinamiche che interessano i costituenti qualitativi trasportati dall'acqua (fisici, chimici e microbiologici) da stimare e monitorare per poter essere confrontati con gli standard stabiliti per la distribuzione irrigua.

L'approccio multi-disciplinare è stato sviluppato e messo appunto su un Segmento Pilota (PS) e applicato e validato su un Segmento Esteso (ES) del CER. L'aspetto agronomico ha evidenza nell'utilizzo di dati di CWR (Optimum Crop Water Requirement), output del DSS (Decisional Support System) IRRINET per la stima delle portate prelevate in corrispondenza delle derivazioni irrigue insistenti lungo i due segmenti. L'aspetto idraulico ha richiesto la modellazione dell'asta. Sono stati, quindi, testati due software: HEC-RAS e SIC² rispetto alle condizioni al contorno imponibili unicamente in termini di altezza idrica misurata, configurazione particolarmente diffusa nei sistemi irrigui (Jean-Baptiste et al., 2011). Con SIC², inoltre, è stato possibile sviluppare modelli idraulici ottimizzati rispetto alle variabili idrauliche: coefficienti di scabrezza e di portata. La trattazione qualitativa ha riportato la descrizione della cinetica relativa a Escherichia Coli (E.coli) su ES. In particolare, si sono elaborate due metodologie: per l'imposizione delle condizioni al contorno e per la validazione dei risultati ottenuti da simulazione.

2. IL CANALE EMILIANO ROMAGNOLO (CER)

2.1 L'INFRASTRUTTURA IDRAULICA

Il sistema del Canale Emiliano Romagnolo (CER) è ubicato nella zona sud-orientale della pianura del Po (<http://www.consorziocer.it/>). Esso assicura l'approvvigionamento idrico di un'area (Emilia Orientale e Romagna) di circa 3,000 km² caratterizzata da un'intensa attività agricola, da diffusi insediamenti urbani ed industriali e, per contro, povera di risorse idriche superficiali (Figura 1).

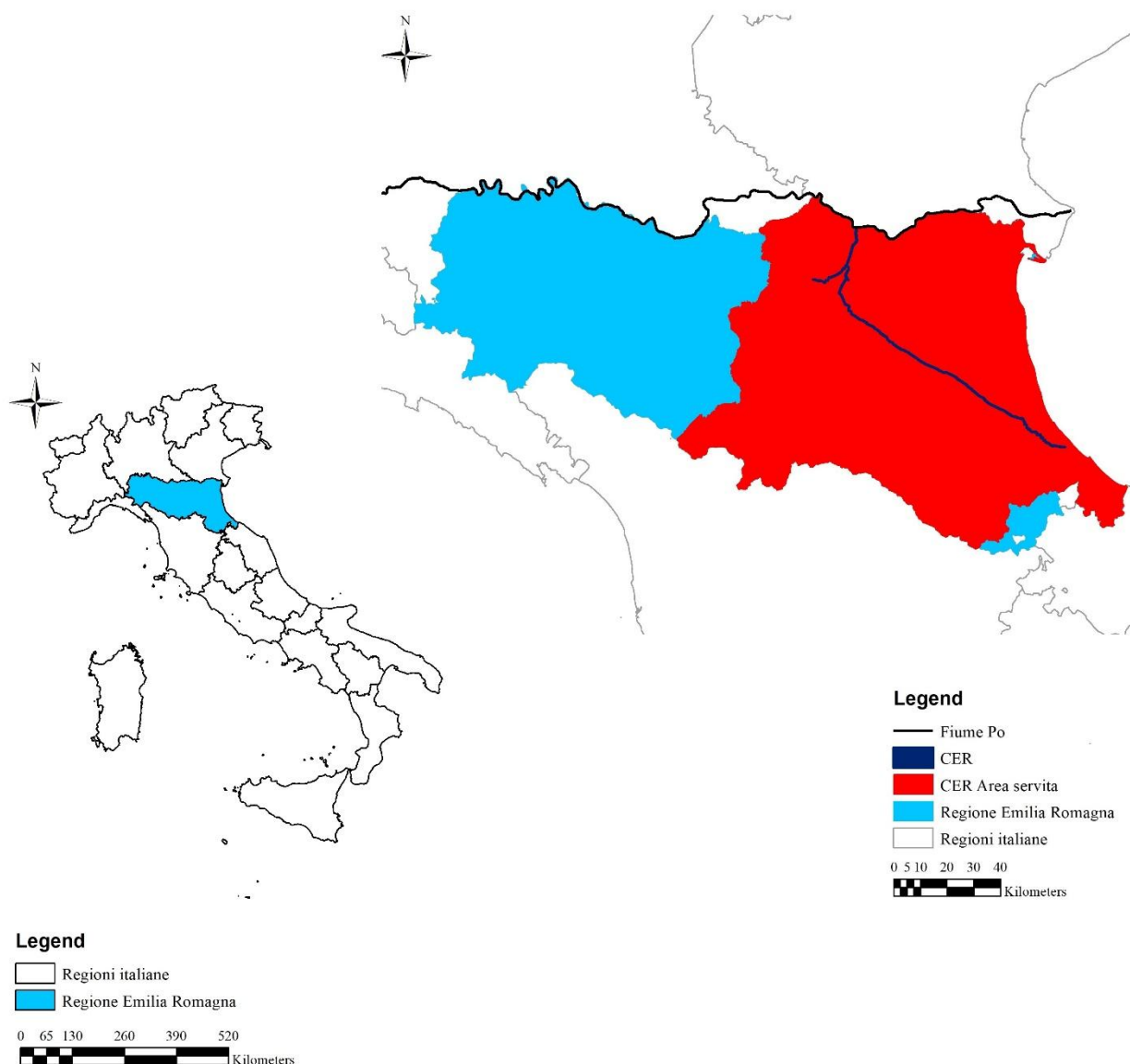


Figura 1. A sinistra, la collocazione della regione Emilia Romagna rispetto al territorio nazionale. A destra, l'individuazione del fiume Po, il prelievo della risorsa tramite il Canale Emiliano Romagnolo e l'area servita da quest'ultimo.

La distribuzione stagionale delle precipitazioni (700 mm/anno circa, per lo più concentrate durante le stagioni primaverile ed autunnale), la scarsa permeabilità dei suoli e la modesta altezza dei rilievi montuosi privi di nevi perenni conferiscono ai corsi d'acqua del versante padano-meridionale un marcato carattere torrentizio. Inoltre, il massiccio sfruttamento delle acque sotterranee ha determinato un forte impoverimento delle falde di pianura unitamente a fenomeni di subsidenza del suolo. Considerando questo scenario, l'unico corso d'acqua dell'Emilia Romagna in grado di garantire le portate necessarie senza vincoli stagionali è il Po, da cui il CER ha origine. Quest'ultimo si avvale di un'importante concessione di derivazione (dal 16 maggio al 15 settembre di $70 \text{ m}^3/\text{s}$ e dal 16 settembre al 15 maggio di $25 \text{ m}^3/\text{s}$) al fine di soddisfare i fabbisogni irrigui.

L'area servita rappresenta il 93% del territorio dell'Emilia Romagna complessivamente irrigato e il 22% di quello dedicato all'agricoltura. Rispetto all'area regionale complessiva, il suolo agricolo ricopre il 60% (ISTAT, 2010). Le colture irrigate sono prevalentemente di tipo erbaceo seguite da frutteti ed ortaggi (Munaretto e Battilani, 2014). L'utenza agricola del CER è caratterizzata da fabbisogni fortemente variabili nel tempo, secondo la stagionalità. Tale andamento si esplica nei due periodi (estivo ed invernale) per i quali i valori di $70 \text{ m}^3/\text{s}$ e di $25 \text{ m}^3/\text{s}$ hanno significato di picco. I primi, che si riferiscono al quadrimestre irriguo, sono suscettibili a periodi più o meno siccitosi secondo l'andamento idrometeorologico contingente. La variabilità dei consumi, a parità di territorio servito e quindi prescindendo dall'avanzamento dell'adduttrice, è inoltre dipendente da: trasformazione irrigua del territorio, scelte colturali e tecniche irrigue. Nella sua totalità, il sistema idrico del CER si avvale di 7 impianti di sollevamento e di 165 km di rete di canali.

L'opera principale del sistema è l'adduttore al servizio dei territori in destra del fiume Reno (CER propriamente detto) che si sviluppa per oltre 130 km in direzione sud-est con tracciato parallelo agli assi viari storici dell'Emilia Romagna. Le acque derivate dal Po sono immesse nell'Attenuatore attraverso l'impianto di sollevamento Palantone. Quest'ultimo è collocato sulla sponda destra del fiume, poco a valle della foce del Panaro, in località Salvatonica di Bondendo (FE) (Figura 2). Rispetto alla portata di regime di $70 \text{ m}^3/\text{s}$, le elettropompe (4 principali e 4 ausiliarie) sono in grado di sollevare complessivamente $54 \text{ m}^3/\text{s}$.



Figura 2. L'impianto di sollevamento Palantone collocato sulla sponda destra del fiume Po da cui il CER ha origine.

L'acqua viene immessa nell'Attenuatore alla quota 10.70 m. Esso, con una lunghezza di 16 km, svolge la duplice funzione di vettore delle acque del Po sollevate al Palantone e di attenuatore del fiume Reno. L'Attenuatore, chiamato anche Cavo Napoleonico, ha andamento nord-sud ed è in grado di scaricare in Po oltre $500 \text{ m}^3/\text{s}$ mentre l'invaso può contenere $17,000,000 \text{ m}^3$ d'acqua. Tale tratto è caratterizzato, quindi, da un'ampia sezione e da vegetazione di ripa (Figura 3a). In località Sant'Agostino (FE), in sponda ovest dell'Attenuatore, è collocato un impianto di derivazione e di sollevamento per una portata assegnata di $7 \text{ m}^3/\text{s}$ che alimenta un ramo a canale di 16.5 km (Figura 3b). In località Cento (FE), è collocato un secondo impianto di sollevamento per una portata di $4.5 \text{ m}^3/\text{s}$. In sponda est dell'Attenuatore, invece, ha origine l'opera principale (CER vero e proprio) a servizio dei territori a destra del fiume Reno con portata iniziale di $60 \text{ m}^3/\text{s}$ (Figura 3c).

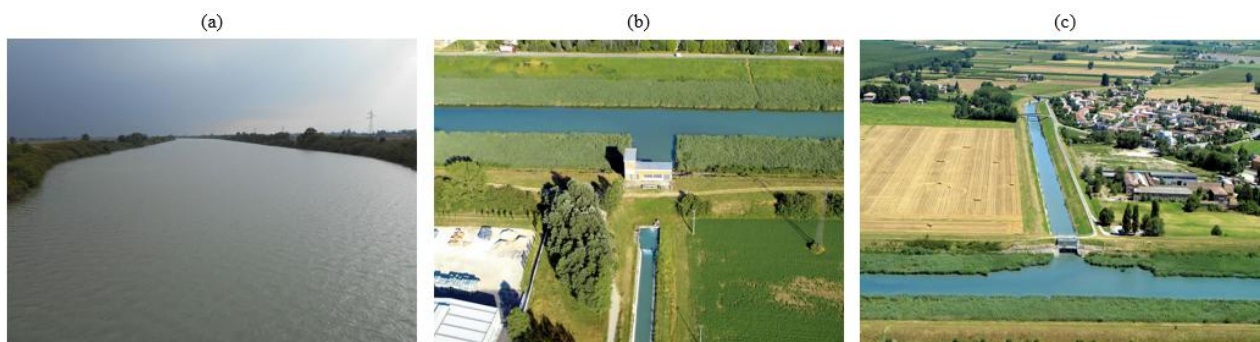


Figura 3. Il Cavo Napoleonico caratterizzato da vegetazione di ripa (a), l'impianto di sollevamento Sant'Agostino Ovest in sinistra Reno (b) e l'impianto di sollevamento Sant'Agostino Est in destra Reno da cui ha origine il CER vero e proprio (c).

In località Bosco della Panfilia (FE), il CER attraversa il fiume Reno grazie ad un'opera di sottopasso di lunghezza 520 m costituita da due canne di calcestruzzo affiancate di area 20 m^2 ciascuna (Figura 4).



Figura 4. Il sottopasso del CER rispetto al fiume Reno.

Il canale prosegue fino all'impianto di sollevamento Crevenzosa (in località Galliera, BO) dove la portata viene divisa in due quote (Figura 5a). La dotazione $13 \text{ m}^3/\text{s}$ defluisce per i Canali di Riolo e

si immette in Reno attraverso la chiavica Beccara Nuova. Essa serve le pratiche irrigue nei territori a giacitura più bassa per i quali gli attingimenti avvengono dai canali stessi o dal Reno. La restante quota a Crevenzosa viene sollevata a 14.30 m e prosegue il suo corso lungo il canale principale (Figura 5b). Dopo 8 km, essa è sollevata nuovamente dall'impianto Pieve di Cento (in località Castello d'Argile, BO) a quota 18.75 m consentendo il deflusso per gravità fino all'attraversamento del fiume Savio (in località Mensa, RA) (Figura 5c).

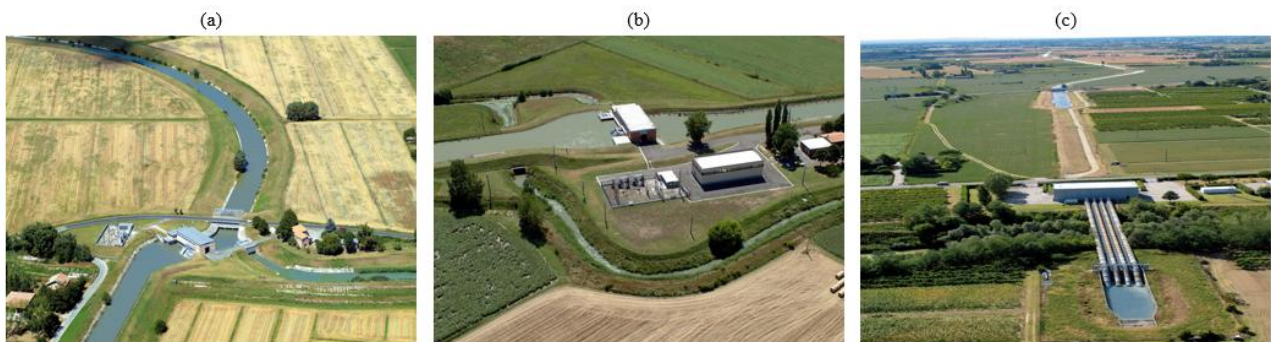


Figura 5. L'impianto di sollevamento Crevenzosa (a), l'impianto di sollevamento Pieve di Cento (b) e l'impianto di sollevamento Savio (c).

Dall'impianto Pieve di Cento, il CER sviluppa un andamento parallelo alla via Emilia. Esso interseca strade, ferrovie, corsi d'acqua e infrastrutture. La sua continuità è garantita da opere di attraversamento quali: ponti, scatolari interrati e botti a sifone. Tra di essi, quello del fiume Lamone ha recentemente assunto l'importante compito di completamento eccezionale della derivazione mobile di Volta Scirocco, 9 km a monte della foce del Reno. A monte, l'opera di immissione diretta in Lamone consente un'alimentazione alternativa al fiume Reno, a servizio degli acquedotti ravennati, con acque del CER.

Il canale principale riduce progressivamente le proprie dimensioni lungo il percorso passando da una portata iniziale di $60 \text{ m}^3/\text{s}$ ad una finale di $6 \text{ m}^3/\text{s}$. Per la maggior parte del suo sviluppo, esso presenta una sezione trapezia con sponde rivestite in lastre cementizie. Ad est dell'attraversamento del fiume Savio è stata adottata una sezione rettangolare con pareti in calcestruzzo armato strutturale di dimensioni estremamente compatte. L'ingombro complessivo si riduce passando dalla forma trapezia, con larghezze alla sommità di 60-17.6 m e al fondo di 6.0-6.4 m e con pendenze spondali di 3:1 e 1.5:1/1.75:1 per composite (primi 37 km) e 2:1 per semplici, a quella rettangolare, aperta (con larghezze 6.8-5.6 m e altezze 3-2.7 m) o chiusa (con larghezze 6.4-5.6 m e altezze 2.1-1.9 m). La scelta di questa sezione è dettata da ragioni territoriali ed ambientali anche se maggiormente costosa.

2.2 LE DERIVAZIONI IRRIGUE

Lungo il canale principale non è presente alcun sversamento proveniente da attività antropiche o dalla rete di drenaggio. Esso, quindi, si trova in una condizione di isolamento idraulico rispetto alle immissioni. Sono presenti, invece, molteplici derivazioni irrigue. La distribuzione dell'acqua è affidata a prese per gravità o ad impianti di sollevamento secondari ubicati in fregio al canale e gestiti dai Consorzi di Bonifica Associati (Figura 6).



Figura 6. Tre esempi di derivazioni irrigue in fregio al CER gestite dal Consorzio Associato della Bonifica Renana: attraverso paratoie (a e b) (Chiaviche Menata Sellaro e Sillaretto Fiorentina) e impianto di sollevamento secondario (c) (Impianto Morella-Medicina).

Le tecniche di distribuzione e di prelievo sono molteplici a livello consortile, interpodereale ed aziendale. Il costo medio annuo della risorsa idrica del CER dovrebbe aggirarsi intorno a 0.50 €/m^3 alla fonte (ossia alla derivazione dal canale principale). Tale valore, a cui devono aggiungersi per l'utente i costi della distribuzione a livello sia consortile che aziendale, risulterebbe insostenibile rispetto all'attuale livello dei prezzi agricoli. Il costo sostenuto dai Consorzi, quindi, viene mantenuto su livelli molto minori.

In Emilia Romagna, a seguito del processo di riordino dei Consorzi di Bonifica avviato dal DGR 74/2009, si è ottenuta una diminuzione del numero di Consorzi di Bonifica Associati (da 16 a 8) mantenendo come ente di II grado il solo Consorzio di Bonifica del CER. Quest'ultimo ha in carico: operazioni di manutenzione (riparazioni delle infrastrutture idrauliche lungo l'asta principale), raccolta di misure quantitative e qualitative della risorsa idrica veicolata e fornitura di servizi per gli agricoltori. Gli Associati del CER comprendono: Associati agricoli (Consorzi di Bonifica di I grado: Consorzio della Bonifica Burana, Consorzio della Bonifica Renana, Consorzio della Bonifica della Romagna Occidentale, Consorzio della Bonifica della Romagna, Consorzio di Bonifica della Pianura di Ferrara) e Associati extra-agricoli (Comune di Ravenna, Ravenna Servizi Industriali S.C.p.A) (Figura 7).

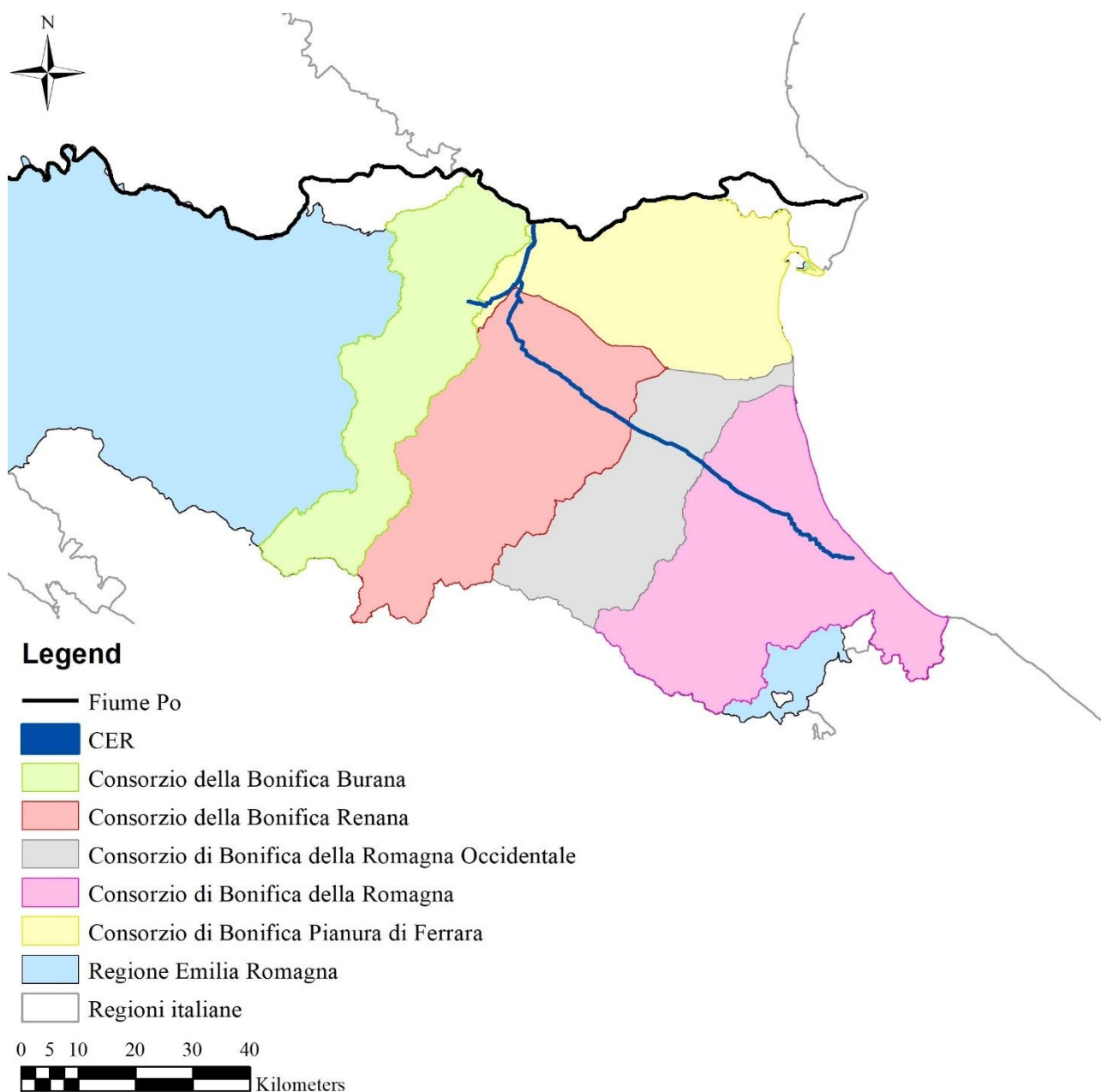


Figura 7. I Consorzi di Bonifica di I grado (Associati agricoli) serviti dal CER.

I Consorzi di Bonifica di I grado inviano annualmente al Consorzio del CER le schede relative all'esercizio idrico delle derivazioni di propria competenza in formato cartaceo. In particolare, per ognuna, viene dichiarato il valore del volume cumulato consumato a fini irrigui prelevato dal CER. I valori sono espressi su scala temporale annuale ad eccezione del Consorzio della Bonifica Renana che li riporta mensilmente per il periodo aprile-ottobre. Essi sono calcolati a partire dai dati registrati giornalmente dai tecnici del Consorzio. In particolare, si fa riferimento a: portata e tempo di funzionamento per prelievi con sistemi di pompaggio e area, tempo di apertura e livello medio in canale per derivazioni a gravità caratterizzate da paratoie mobili manovrabili manualmente.

2.3 LE MISURAZIONI IDRAULICHE

Dal 2012, sono misurati i livelli idrici in 40 punti lungo il canale principale. Essi sono collocati all'ingresso e/o uscita delle botti a sifone che permettono il sottopasso dei corsi d'acqua (29) o degli impianti di sollevamento (11). Nel primo caso, le misurazioni hanno una funzione gestionale. Esse, infatti, vengono costantemente monitorate al fine di verificare che i valori di altezza idrica assunti siano superiori alle soglie necessarie per il soddisfacimento delle richieste irrigue dei Consorzi di I grado. Nel secondo caso, le misurazioni sono utilizzate per le operazioni di accensione e spegnimento delle pompe installate. Gli apparecchi in esercizio sono, in entrambi i casi, trasmettitori di livello ad ultrasuoni The Probe PL-517 (Terry Ferraris&C. S.p.A., Milano) che emettono una serie continua di impulsi diretti verso il bersaglio da misurare. Ogni impulso è riflesso indietro come eco dal trasmettitore che lo ha emesso. Un software brevettato misura il tempo che intercorre tra l'impulso trasmesso e l'eco ricevuto; successivamente, lo converte in un segnale analogico. L'accuratezza di misura dello strumento è ± 0.02 m. Da rilievo diretto in campo, essa è risultata pari a ± 0.05 m per apparecchi in prossimità dei sottopassi di corsi d'acqua e a ± 0.10 m per quelli all'ingresso od uscita degli impianti di sollevamento. Nel primo caso, la diminuzione di accuratezza è dovuta a molteplici fattori quali: accumulo di sedimenti e di eventuali corpi caduti nel canale in prossimità delle griglie all'ingresso dei passaggi tombinati e depressioni in corrispondenza dei bordi esterni dei passaggi tombinati per i cambiamenti di velocità (Singley and Hotchkiss, 2010). In corrispondenza delle stazioni di pompaggio, il livello misurato è significativamente influenzato dal funzionamento di macchine installate. In particolare, le operazioni di accensione o spegnimento possono causare bruschi cambiamenti in termini di altezza idrica nelle vasche di aspirazione o di mandata.

In corrispondenza di ognuno dei 40 punti, è disponibile una serie di valori di altezza idrica misurati con intervallo temporale di 30 min. Essendo, però, frequenti malfunzionamenti, e considerando la scala temporale dei dati di prelievo (mensile o decadale), essi sono stati mediati su scala giornaliera.

Infine, per ciascun impianto di sollevamento, sono registrati i dati di funzionamento delle pompe installate; in particolare, per ogni operazione di accensione o spegnimento, essi sono: tensione (V), corrente (A), tempo di funzionamento (h), portata (m^3/s), volume (m^3), livelli idrici di aspirazione e mandata (m).

2.4 IL SERVIZIO IRRINET

Il servizio IRRIFRAME è diffuso dall'ANBI (Associazione Nazionale Bonifiche ed Irrigazione) e dai Consorzi di Bonifica per promuovere un uso oculato ed efficiente della risorsa idrica (<https://www.irriframe.it/>). Esso è gratuitamente a disposizione degli agricoltori fornendo consigli irrigui in termini di momento di intervento e di volume da impiegare al fine di ottenere un prodotto di qualità risparmiando risorse idriche (Mannini et al., 2013); pertanto è definibile come DSS (Decisional Support System) di gestione. IRRIFRAME determina il fabbisogno irriguo teorico ottimale attraverso il bilancio idrico a scala giornaliera del sistema suolo-pianta-atmosfera. Nel caso specifico dell'Emilia Romagna, la variante regionale IRRINET si basa su dati meteorici in tempo reale di ArpaER (Servizio Idro-Meteo-Clima), dati pedologici del Servizio Geologico Sismico e dei Suoli e dati di falda della rete di rilievo del Servizio Sviluppo Sistema Agroalimentare della regione. IRRINET processa un'ingente mole di informazioni riferite a: sito (variabili climatiche, pedologiche e idrologiche) ed azienda (tipi di colture irrigue, date previste di semina e raccolto e sistemi irrigui) (Mannini et al., 2013).

A livello di quadro normativo, IRRINET rientra ampiamente nella tematica di adeguamento del sistema di misura dell'acqua irrigua e della gestione del flusso informativo entro il 2020 (DGR, 2016b). Si fa riferimento al paragrafo 8 (Metodologie di stima) in cui è definita in dettaglio la procedura per la stima dei volumi prelevati ed utilizzati per l'irrigazione collettiva, dei volumi restituiti e dei volumi utilizzati per l'auto-provvigionamento. In relazione ai primi ed agli ultimi, vengono assunti come primo riferimento, i fabbisogni irrigui per gruppi colturali del DGR 1415/2016 (DGR, 2016a). Essi sono ricavati dalle elaborazioni IRRINET e dalla distribuzione territoriale delle colture. Dal 2012, al termine di ogni stagione irrigua, il Consorzio del CER raccoglie i valori giornalieri di fabbisogno colturale irriguo ottimale (Optimum Crop Water Requirement) per tutti gli appezzamenti serviti. Per ciascuna classe colturale j , essi vengono mediati su tutto il territorio comprensoriale CER e, successivamente, cumulati a scala decadale ottenendo i valori della variabile CWR_j . Tali operazioni sono rese necessarie per la conservazione della memoria storica delle passate stagioni irrigue e, al tempo stesso, per la considerevole riduzione della mole di dati di processo.

2.5 LE MISURAZIONI QUALITATIVE

La risorsa veicolata dal CER è in condizioni oligotrofiche, cioè risulta caratterizzata da concentrazioni basse, in termini assoluti, di nutrienti. Tale condizione è garantita da: isolamento idraulico del canale rispetto agli scoli e sversamenti di natura antropica e velocità basse che

consentono un prolungato contatto tra atmosfera e acqua. Lungo tutto il CER, i punti di campionamento qualitativo sono sei, presso: impianto Palantone (FE; CER_P), Sant'Agostino (FE; CER_I), Armarolo (BO; CER_Ibis), Bagnara di Romagna (RA; CER_II), Gattolino (FC; CER_III) e Rimini (RN; CER_IV). La terza stazione (Armarolo) è stata equipaggiata dal 2010. Per ciascun punto sono disponibili i valori dei parametri qualitativi da marzo/aprile ad ottobre/novembre con un intervallo temporale di circa 14 giorni. Quest'ultimo è stato individuato rispetto alle velocità di trasferimento della risorsa idrica in modo da garantire l'indipendenza delle campagne di monitoraggio. Le misure sono da ritenersi omogenee tra loro dal 2004. Quest'ultimo segna l'entrata in funzione dei depuratori di Milano e il loro scarico in Po, fiume da cui, appunto, ha origine il CER. I parametri misurati sono:

- fisici: temperatura, TSS, pH, conducibilità;
- chimici: DO, BOD, COD, nutrienti (N_{tot} , NH_4-N , NO_3-N), microinquinanti con la specifica dei metalli pesanti (Ar, Hg, Zn, Cd, Cr-T, Cr-VI, Pb);
- microbiologici (Coliformi totali, E.coli).

Il prelievo della risorsa da sottoporre all'analisi qualitativa viene effettuato durante la stessa giornata lungo tutto il profilo del CER. Al fine di garantire un campionamento rappresentativo si utilizza uno strumento meccanico costituito da un contenitore di capacità pari a 2 L in PVC con sottotappo in teflon (Figura 8). Per ogni punto, esso è collocato in corrispondenza della mezzeria della sezione trasversale del canale e ad una profondità di circa 0.50 m. Lo sblocco di un perno metallico permette una rotazione di 180° del contenitore con il suo conseguente riempimento. Sono prelevati tre campioni: uno per le analisi fisico-chimiche, uno per le analisi microbiologiche ed uno per le analisi fisico-chimiche in loco. Essi vengono posti all'interno di un contenitore isolante e refrigerato ad una temperatura di 4-8 °C.

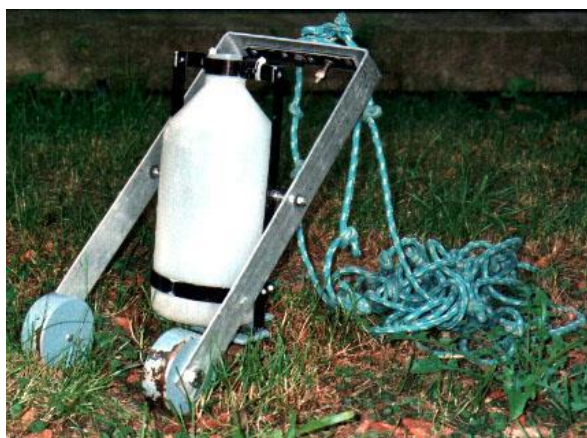


Figura 8. Strumentazione utilizzata per il campionamento della risorsa lungo il CER.

SEZIONE B-STATO DELL'ARTE

3. LA MODELLAZIONE IDRAULICA DEI CANALI IRRIGUI

3.1 INTRODUZIONE

Durante gli scorsi decenni, le politiche di gestione dell'acqua in agricoltura sono state indirizzate principalmente al rafforzamento della produttività e la riduzione della povertà (Sun et al., 2017; Chen and Ravallion, 2007; European Commission, 2011). Attualmente, la scarsità di risorsa disponibile, combinata alla domanda crescente di cibo, ha comportato un graduale slittamento di obiettivi (Sun et al., 2017; European Commission, 2011). In particolare, si punta a: preservarla in relazione alla produzione in termini quantitativi, qualitativi ed ecologici (Gordon et al., 2010; De Fraiture et al., 2010; EEA, 2009), promuovere l'economia rurale (Molden, 2007; Namara et al., 2010) e fronteggiare i cambiamenti climatici (Barker and Molle, 2004). Questi aspetti permettono di ottenere uno sviluppo sostenibile; lo stesso promosso dalla Direttiva Quadro Acque WFD/2000/60CE (European Commission, 2000) e dalle politiche strettamente collegate al programma EU2020 (European Commission, 2012; Masseroni et al., 2017; Levidow et al., 2014). A scala regionale, le pratiche gestionali irrigue sono identificate come sfida principale per le loro implicazioni socio-economiche (Levidow et al., 2014). Esse prevedono: promozione della conoscenza irrigua a scala di campo e aumento dell'efficienza oppure regolazione della portata ai sistemi di consegna (MiPAAF, 2015).

I distretti irrigui sono caratterizzati da una densa rete di canali lasciata praticamente immutata da quando costruita. L'ammodernamento, infatti, è trascurato o incontra barriere insormontabili. Si constata, quindi, un ammontare significativo di perdite di risorsa da punto di prelievo a quello di consegna (Litrico et al., 2005; Lozano et al., 2010; Cantoni et al., 2007; Ooi and Weyer, 2008). Le performance dei sistemi irrigui possono essere migliorate attraverso interventi fisico/strutturali (hardware) come il rivestimento o l'installazione di sofisticati sistemi di controllo (Jean-Baptiste et al., 2011; Jeroen and Linden, 2011) oppure attraverso tecniche di gestione (software) che prevedono la definizione di opportune regole di consegna e l'efficace comunicazione tra agenzie di fornitura ed utilizzatori (Islam et al., 2008). Caratteristica comune delle reti di consegna che prevedono canali a cielo aperto e molteplicità di utenze è l'assenza di un appropriato sistema di raccolta dati relativi allo stato idraulico (Renault D., 2000; Cornish et al., 2004; Laycock, 2007; Molle, 2009). Infatti, generalmente, sono disponibili solo misure di livello idrico in corrispondenza di punti specifici, aventi precisione limitata e soggette ad errori (Jean-Baptiste et al., 2011).

Entro questo panorama, la modellazione idraulica si configura come uno strumento strategico per:

a) la ricostruzione dei dati non misurati in termini di portate e altezze idriche in altri punti, di perturbazioni (Huang and Fipps, 2009; Tariq and Latif, 2010) e di variabili idrauliche (ad esempio, coefficienti di scabrezza e di portata) (Jean Baptiste et al., 2011; Sau et al., 2010); e b) il controllo del flusso in corrispondenza di opere idrauliche (ad esempio, paratoie) (Litrico et al., 2005; Kumar et al., 2002).

3.2 LE EQUAZIONI IDRAULICHE IMPLEMENTABILI

Dal punto di vista matematico, un modello idraulico può essere considerato come un operatore matematico Φ (Malaterre et al., 2011):

$$\Phi: E^n \rightarrow E^m \quad (1)$$

$$y = \Phi(u) \quad (2)$$

$$y(t) = f(u(t), x(t), p, t) \quad (3)$$

Dove

Φ^l è lo spazio di dimensione l , u è il vettore (n -dimensionale) contenente le entrate nel modello, y è il vettore (m -dimensionale) contenente le uscite nel modello.

Nel caso generale, l'operatore è definito attraverso la funzione f su diversi parametri e variabili: x (vettore degli stati interni contenente le altezze idriche e le portate nelle sezioni di calcolo aventi un intervallo spaziale Δx), p (vettore dei parametri) e t (tempo). La funzione f , nel caso di canali irrigui, è non lineare ed ottenuta in forma numerica dopo avere discretizzato le equazioni di Saint-Venant attraverso lo schema di Pressmann. Le variabili contenute in y , u e x sono funzioni del tempo t mentre i parametri del vettore p sono supposti costanti e divisibili in tre categorie: numerici (p_n), geometrici (p_g) ed idraulici (p_h).

Le equazioni di Saint-Venant sono state ricavate dalla Barré de Saint-Venant. Esse sono basate sulle leggi della fisica classica e sulle ipotesi semplificative:

- distribuzione delle pressioni di tipo idrostatico;
- pendenza del fondo dell'alveo minima tale che la sezione trasversale normale alla corrente si possa confondere con quella verticale;
- alveo prismatico;
- perdite di carico espresse tramite una delle classiche formule adottate per il moto uniforme (ad esempio, l'equazione di Manning);

- velocità ed accelerazioni lungo la verticale trascurabili rispetto alle stesse in direzione del moto;
- variazioni di densità del fluido trascurabili.

Le equazioni sono non lineari, iperboliche, alle differenze parziali, di primo ordine ed esprimono la conservazione della massa e del momento (Cunge et al., 1980). Nel caso monodimensionale, esse si scrivono come:

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{\partial S}{\partial t} = 0 \quad (4)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial \left(Q^2 / S \right)}{\partial x} + g S \frac{\partial Z}{\partial x} = g S (I - J) \quad (5)$$

Dove

Q è la portata (m³/s), S è l'area bagnata (m²), Z è l'altezza idrica o tirante (m), I è la pendenza del fondo (m/m), J è la cadente piezometrica (m/m), g è l'accelerazione dovuta alla gravità (m/s²), x è l'ascissa longitudinale (m) e t è il tempo (s).

La cadente piezometrica J può essere espressa con la formula di Manning-Strickler:

$$J = \frac{n^2 Q^2}{S^2 R^{4/3}} \quad (6)$$

Dove

n è il coefficiente di scabrezza di Manning (m^{1/3}/s), R è il raggio idraulico (m) ottenuto dal rapporto tra l'area S (m²) ed il contorno bagnato P (m).

Le equazioni di Saint-Venant sono completate dalle condizioni iniziali Q(x, 0) e Z(x, 0) e da quelle al contorno come, ad esempio, per gli estremi Q(0, t)=Q₀(t) e Q(X, t)=Q_x(t).

Altre condizioni sono rappresentate dalle equazioni formulabili in corrispondenza di ciascun manufatto. Quest'ultimo, collocato ad una determinata ascissa X, impone una relazione locale tra Q(X) e Z(X). Ad esempio, per una briglia di ritenuta, è utilizzabile la classica equazione di Lencastre (1996):

$$Q(X) = C_d L_w \sqrt{2g} (Z(X) - Z_w)^{3/2} \quad (7)$$

Dove

Q(X) è la portata transitante attraverso il manufatto all'ascissa X (m³/s), C_d è il coefficiente di portata (-), L_w è la larghezza del manufatto (m), Z(X) è l'altezza idrica a monte del manufatto all'ascissa X (m), Z_w è l'altezza del manufatto (m).

Le equazioni di Saint-Venant prevedono una soluzione analitica solo per problemi a geometria semplice. In tutti gli altri casi sono utilizzati metodi numerici ottenendo una soluzione approssimata attraverso discretizzazioni nello spazio e nel tempo. Esse, per il caso monodimensionale, sono

riconducibili classicamente a (Aguilar et al., 2012): metodo delle caratteristiche (Abbot, 1979) e metodo di Preissmann alle differenze implicite (Preissmann, 1961). Questi schemi numerici sono particolarmente diffusi nell'implementazione di simulazioni poiché riescono a fornire risultati accurati. Nel caso, ad esempio, dello schema di Preissmann, le variabili x e t sono discretizzate ottenendo una griglia di coordinate i -esima (spaziale) e k -esima (temporale) su cui le equazioni di Saint-Venant sono risolte attraverso le approssimazioni delle derivate parziali (Ooi e Weyer, 2008).

Calare la modellazione idraulica alla realtà esistente rappresenta un passaggio fondamentale ed al tempo stesso molto delicato (Malaterre et al., 2011). Per un modello idrodinamico monodimensionale, come quello applicabile ai canali irrigui, l'operazione prevede spesso di operare sui coefficienti di scabrezza e di portata in corrispondenza dei manufatti e di infiltrazione sulle lunghezze. In letteratura vengono proposti molteplici metodi basati su tecniche di minimizzazione, su approcci tipo Monte Carlo e sul filtro di Kalman (Jean-Baptiste et al., 2011; Sau et al., 2010). Se le variabili sono disponibili in uscita per diversi istanti come misurate (y_m) entro un orizzonte temporale $[T_1, T_2]$, è possibile calare il modello idraulico alla realtà da studiare (Malaterre et al., 2011). Senza perdita di generalità, si può ipotizzare che tutti gli output y siano misurati poiché la funzione f può essere opportunamente calibrata al fine di colmare questa condizione. Calare il modello, quindi, significa trovare un vettore di parametri p che minimizzi il criterio d'errore degli output di modello:

$$p = Arg \min J(y, y_m) \quad (8)$$

Dove

J è un criterio definito a partire dal vettore delle uscite y e da quello delle misure y_m corrispondente.

Ad esempio, il criterio quadratico classico è esprimibile come:

$$J = \sum_{t \in [T_1, T_2]} \|y - y_m\|^2 \quad (9)$$

Dove

J è un criterio, y e y_m sono i vettori delle uscite e delle misure rispettivamente, T_1 - T_2 sono gli estremi dell'orizzonte temporale, t è il tempo entro l'orizzonte considerato.

Calare un modello in regime di moto stazionario comporta molteplici vantaggi qualora tale condizione risultasse valida (Malaterre et al., 2011). Essa, infatti, si verifica difficilmente in fiumi naturali di grandi dimensioni o in canali d'irrigazione; inoltre potrebbero risultare trascurate informazioni dinamiche potenzialmente interessanti quali tempi di ritardo ed entità delle oscillazioni. Un modello in regime stazionario può essere calibrato efficacemente ma non risultare altrettanto valido per la rappresentazione della condizione transitoria verificata nella realtà. Un

classico modo di operare, quindi, prevede: calare il modello in regime stazionario e verificarlo per una o più condizioni transitorie.

Qualunque sia l'algoritmo utilizzato per calare il modello alla realtà da studiare, questione primaria risulta essere la possibilità di determinare i parametri voluti a partire dalle misure disponibili. Essa rappresenta la sensitività del modello e dipende dalla relazione tra i parametri e gli output del modello così come dalla precisione richiesta sui primi e da quella disponibile sulle misure.

3.3 I PRINCIPALI SOFTWARE DISPONIBILI SUL MERCATO

Incrementare le performances della progettazione e della gestione irrigua è uno degli aspetti economicamente vitali per poter soddisfare una domanda sempre più crescente di risorsa e ottenere una produttività sostenibile sotto i vincoli finanziari, fisici e di sviluppo (Playán and Mateos, 2006; Litrico et al., 2005; Ooi and Weyer, 2008). I modelli di simulazione rappresentano l'alternativa ottimale rispetto a quanto detto poiché prevedono la schematizzazione del flusso nel sistema irriguo sotto diverse condizioni (Capitolo 3.2). In un sistema idrico di consegna risulta di fondamentale interesse il corretto recapito (Bolea et al., 2014). Quest'ultimo dipende da molteplici fattori: fonte di approvvigionamento, numero di consegne da effettuare, capacità delle strutture in corrispondenza del recapito, azioni di gestione e di pianificazione (Islam et al., 2008).

A livello commerciale, i pacchetti software disponibili per la modellazione idraulica di un canale irriguo sono limitati soprattutto dalle difficoltà di utilizzo e dal costo (Mishra et al., 2005; Clemmens et al., 2005; Shahrokhnia and Javan, 2005). Essi possono essere selezionati a seconda della condizione di moto (stazionario, transitorio) e delle caratteristiche di regime. Lo sviluppo di un software, in generale, gioca un importante ruolo nella modernizzazione dei sistemi irrigui in termini di pianificazione, analisi e sviluppo (Huang e Fipps, 2009; Bhadra et al., 2009). Negli ultimi trent'anni è stata svolta molta ricerca su modelli che potessero essere implementati per le operazioni di gestione (Wurbs, 1994; Loof et al., 1991; Ooi and Weyer, 2008). Alcuni esempi sono riportati in seguito.

- SOBEK (Delft Hydraulics, Delft, Olanda)

SOBEK è un software per scenari mono o bidimensionali atto alla modellazione per simulazione e previsione di alluvioni, ottimizzazione e controllo di sistemi di drenaggio e di irrigazione rispettivamente, studio della morfologia di fiumi, dell'intrusione salina e della qualità dell'acqua superficiale. Esso prevede scenari monodimensionali o bidimensionali.

- Mike 11 (Danish Hydraulic Institute, Hørsholm, Danimarca)

Mike 11 è un software versatile e modulare per applicazioni monodimensionali. In particolare, si fa riferimento a: analisi di alluvioni (in tempo reale ed in previsione), previsioni di siccità e di qualità della risorsa idrica, analisi di rischio crollo per dighe, ottimizzazione della gestione di infrastrutture in serbatoi o lungo fiumi o canali d'irrigazione, trasporto di sedimenti con conseguenti modifiche morfologiche, intrusione salina in fiumi ed estuari ed interazione tra corsi d'acqua superficiali e falde sotterranee.

- HEC-RAS (IWR, US Army Corps of Engineers, Davis, California, USA)

HEC-RAS è un pacchetto software per simulazioni in moto stazionario o transitorio in scenari monodimensionali o bidimensionali per corsi d'acqua naturali o artificiali.

- SIC² (IRSTEA, Montpellier, Francia)

SIC² è un modello monodimensionale specifico per canali d'irrigazione. Esso consente sia ai gestori che ai ricercatori di simulare rapidamente una vasta gamma di configurazioni idrauliche per la pianificazione e per la progettazione dell'automazione.

In Capitolo 5 e 6 si andranno a descrivere gli ultimi due software (HEC-RAS e SIC²) in modo dettagliato poiché utilizzati per la modellazione idraulica del presente caso studio.

3.4 L'AVANZAMENTO DELLA RICERCA

Negli ultimi decenni, la modellazione idraulica dei canali irrigui è risultata fondamentale per il filone di ricerca sui meccanismi di controllo del flusso (Malaterre et al., 1998; Lozano et al., 2010; Jean-Baptiste et al., 2011; Litrico et al., 2005; Ooi and Weyer, 2008; Bolea et al., 2014; Rogers and Goussard, 1998; Xu et al., 2012; Li and De Schutter, 2011). Essi, infatti, possono condurre ad una migliore efficienza gestionale passando da un sistema “aperto” ad uno “a circuito chiuso” caratterizzato dall'installazione di opere ingegneristiche (ad esempio, paratoie automatizzate) e dall'utilizzo di apparecchi informatici (sensori e processori). La gestione, in questo modo, incrementa notevolmente la qualità del servizio ed aumenta l'efficienza di distribuzione della risorsa (Cantoni et al., 2007).



Figura 9. Alcuni esempi di paratoie automatizzate: (a) nel più grande distretto irriguo australiano Goulburn-Murray (Cantoni et al., 2007) e (b) nell'area dimostrativa ACQUA CAMPUS del Consorzio del CER (<http://www.consorziocer.it/it/n/reti-di-consegna-in-mostra-ad-acqua-campus/>)

Un sistema di controllo su una rete irrigua presenta alcuni punti spinosi quali: possibile disturbo delle misure, scala particolarmente estesa del sistema ed equazioni delle opere di attraversamento o, in generale, delle dinamiche caratterizzanti i canali non lineari (Jean-Baptiste et al., 2011). Con il termine “strategia di controllo” si intendono due componenti: sistemi di controllo ed algoritmi di controllo. Essi hanno come comune denominatore la complessità, poiché i sistemi irrigui si sviluppano per significative distanze comportando ritardi tra l'immissione della risorsa a monte e gli utilizzatori a valle; inoltre, essi sono soggetti a molteplici dinamiche spesso alteranti le condizioni di progetto (Malaterre et al., 1998; Rivas-Perez et al., 2003). Entrambe le componenti devono garantire robustezza alla strategia di controllo (Deltour and Sanfilippo, 1998; Litrico and Fromion, 2006).

- Sistemi di controllo

Con il termine sistemi di controllo si indicano: un software che si basi su un algoritmo di controllo ed un hardware cioè una struttura che ne consenta l'utilizzo. Essi comprendono: sensori, dispositivi per la comunicazione, supporti energetici ed elettromeccanici e apparecchiature di interfaccia.

- Algoritmi di controllo

Gli algoritmi di controllo sono identificabili con la serie di equazioni matematiche incorporate nel software ed implementate dall'hardware del sistema di controllo (Rogers et al., 1998). Essi si basano su: variabili misurate sul canale stesso, condizioni d'opera (ad esempio, la previsione dei prelievi) ed obiettivi (ad esempio, target idraulici da rispettare). Gli algoritmi di controllo sono numerosi e per effettuarne un'analisi puntuale vengono distinti in tre classi: “considered variables”, “logic of control” e “design technique”.

L'ingegneria civile ed idraulica si concentrano principalmente sulla prima mentre l'ingegneria per il controllo sull'ultima (Malaterre et al., 1998).

Si andranno in seguito ad approfondire alcuni aspetti di queste tre classi di algoritmi con particolare riferimento alla prima.

a) Classe di algoritmi “considered variables”

Le variabili si riferiscono ad un “pool” cioè ad una porzione di canale delimitata da due opere ingegneristiche di controllo (ad esempio, paratoie automatizzate). Esse possono essere: controllate, misurate o azionanti il controllo (Malaterre et al., 1998). Le prime sono variabili di target che subiscono il check dell'algoritmo di controllo. Esempi possono essere: i livelli idrici ai due estremi del “pool”, la frazione di portata transitante o il volume idrico della porzione di canale considerata. Le seconde rappresentano l'input dell'algoritmo di controllo. Esempi possono essere: i livelli idrici agli estremi o in un punto intermedio del “pool”, la frazione di portata veicolata e la sistemazione delle infrastrutture di controllo che delimitano la porzione di canale esaminata. Nel caso di canali irrigui, sono solitamente misurati i livelli idrici (Jean-Baptiste et al., 2011); la disponibilità di valori di portata è rara. Le terze costituiscono l'output dell'algoritmo. Esse quindi vengono emesse ed utilizzate per la gestione delle infrastrutture in modo che i valori delle variabili controllate tendano ai target stabiliti. Questi ultimi possono essere considerati in termini assoluti, relativi (rispetto ad un dato riferimento) o incrementali (in aggiunta al valore dello step precedente).

b) Classe di algoritmi “logic of control”

Questa classe di algoritmi si riferisce al tipo ed alla direzione delle relazioni tra le variabili controllate e quelle azionanti il controllo.

c) Classe di algoritmi “design technique”

Questa classe si basa sul processo che prevede: modellazione del sistema canale (definizione del tipo di modello), analisi del sistema canale modellato (studio del comportamento del modello) e progettazione del controllo. Si fa riferimento, quindi, ad algoritmi che generino variabili azionanti il controllo a partire da quelle misurate. Esempi sono: metodi euristici, PID, controlli fuzzy, reti neurali, ottimizzazione lineare e non. Per gli algoritmi “design technique” si procede su due fronti: da un lato si punta ad ottenere un modello del canale irriguo e dall'altro ad utilizzare quest'ultimo come base per la progettazione e l'analisi del controllo (Litrico et al., 2005).

La modellazione idraulica prevede l'utilizzo delle equazioni di Saint-Venant che rappresentano un sistema ben noto e validato su uno spettro ampio di scenari (Cunge et al., 1980).

Tuttavia devono essere previsti i seguenti tre punti per poter poi passare alla progettazione ed all'analisi del controllo del sistema canale in esame:

- conseguimento dei dati necessari per una completa modellazione del canale: geometria, descrizione delle opere idrauliche, misure in regime di moto stazionario;
- calibrazione idraulica del modello: determinazione dei coefficienti di scabrezza e di portata in regime di moto stazionario utilizzando le misure disponibili;
- calibrazione dinamica del modello: modellazione dei sensori e della modalità di trasmissione dati facendo riferimento sia alle indicazioni dei costruttori sia all'esperienza.

Se si parla di un singolo “pool” con estremità equipaggiate si sta trattando una casistica di problemi denominati SISO (Single-Input Single-Output). Viceversa, se si considerano i MIMO (Multiple-Input Multiple-Output, Multiple Reach), ci si riferisce a problemi che trattano una serie di “pool” equipaggiati e collegati tra loro (Litrico, 2002). Da qui deriva un'ulteriore fonte di complessità dovuta alle reciproche interazioni (Jean-Baptiste et al., 2011). Un canale può essere considerato come una sequenza di “pools” collegati l'uno all'altro da infrastrutture idrauliche (Cantoni et al., 2007).

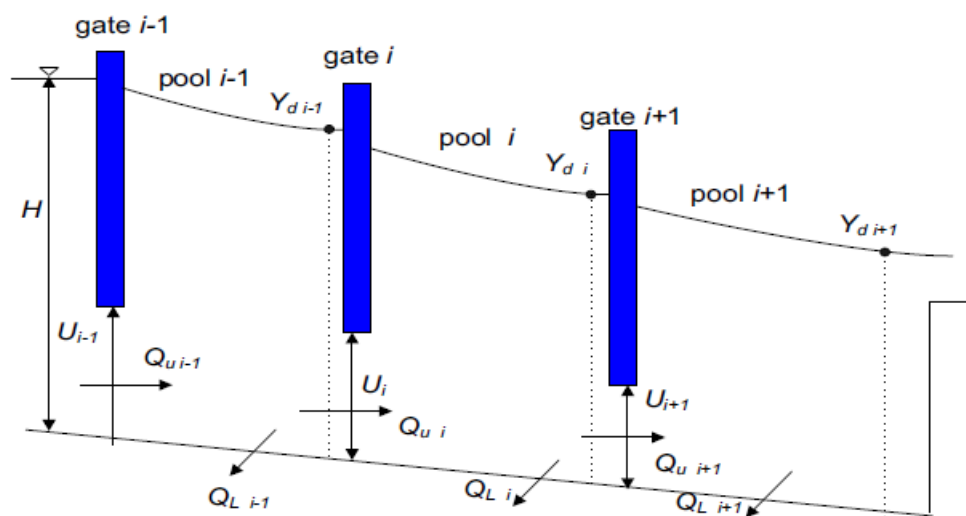


Figura 10. La schematizzazione di un canale irriguo come sequenza di “pools” collegati l'uno all'altro attraverso infrastrutture idrauliche; nello specifico paratoie automatizzate (Bolea et al., 2014).

Per scopi di gestione e di controllo, una tendenza abbastanza diffusa prevede l'utilizzo di modelli dinamici semplificati. Essi non rappresentano in modo totalmente esauriente le dinamiche di processo ma descrivono ragionevolmente quelle di input-output delle principali variabili idrauliche. Per semplificare i modelli dinamici possono essere seguite due direzioni: linearizzazione delle

equazioni di Saint-Venant attorno ad uno stato di equilibrio oppure utilizzazione di modelli a scatola chiusa con parametri determinati da procedure indicate (Aguilar et al., 2012). Si descrive brevemente la prima direzione (Xu et al., 2012; Jean-Baptiste et al., 2011). Dopo la discretizzazione, le equazioni della barra di Saint-Venant sono linearizzate attorno ad uno stato di riferimento per realizzare un modello approssimativamente lineare del sistema reale:

$$X_{k+1} = A_k X_k + B_k U_k + B_{pk} U_{pk} \quad (10)$$

$$Y_k = C_k X_k \quad (11)$$

Dove

$A_k \in M_{nx,nx}$ è la matrice dinamica ottenuta dalla discretizzazione delle due equazioni di Saint-Venant con lo schema di Preissmann, $B_k \in M_{nx,nu}$ è la matrice di controllo, $B_{pk} \in M_{nx,np}$ è la matrice di controllo delle perturbazioni, $X_k \in R_{nx}$ è il vettore di stato all'istante k che contiene le variazioni delle altezze idriche e delle portate rispetto ad un istante di riferimento di linearizzazione per le sezioni trasversali di calcolo, $U_k \in R_{nu}$ è il vettore di comando che corrisponde, per esempio, all'apertura di una paratoia di un'opera di sbarramento, $U_{pk} \in R_{np}$ è il vettore delle perturbazioni legate agli apporti laterali (ad esempio affluenti), $Y_k \in R_{ny}$ è il vettore delle uscite osservate.

$$X_k = \begin{pmatrix} \delta Q_1 \\ \delta Z_1 \\ \delta Q_2 \\ \delta Z_2 \\ \vdots \\ \delta Q_{nx} \\ \delta Z_{nx} \end{pmatrix}_k \quad U_k = \begin{pmatrix} \delta U_1 \\ \delta U_2 \\ \vdots \\ \delta U_{nu} \end{pmatrix}_k \quad U_{pk} = \begin{pmatrix} \delta Q_{p1 \ k+1} \\ \delta Q_{p1 \ k} \\ \delta Q_{p2 \ k+1} \\ \delta Q_{p2 \ k} \\ \vdots \\ \delta Q_{np \ k+1} \\ \delta Q_{np \ k} \end{pmatrix}_k \quad Y_k = \begin{pmatrix} \delta Y_1 \\ \delta Y_2 \\ \vdots \\ \delta Y_{ny} \end{pmatrix}_k \quad (12)$$

Il modello completo non lineare (implementato sia da HEC-RAS che da SIC²) ed il modello lineare sono basati su principi simili. Tuttavia, nel primo caso, con specifico riferimento a SIC², vengono utilizzati: doppio algoritmo di controllo, iterazioni non lineari e update durante il processo di discretizzazione. Nel modello lineare, invece, vengono implementati: l'inversione di una semplice matrice (A_k) ed una moltiplicazione.

4. LA MODELLAZIONE QUALITATIVA DEI CANALI IRRIGUI

4.1 INTRODUZIONE

La qualità dell'acqua dolce superficiale rappresenta una questione cruciale entro l'attuale panorama (Şener et al., 2017): l'influenza dell'attività antropica unitamente ai processi naturali porta ad una degradazione della risorsa pregiudicando: potabilità, attività industriale ed agricola ed altri fini quali, ad esempio, quello ricreativo (Carpenter et al., 1998; Javie et al., 1998; Simeonov et al., 2003; Sánchez et al., 2007; Kazi et al., 2009). La maggior parte dei modelli di previsione qualitativa

prevede la rappresentazione delle seguenti componenti: 1) moto del corpo idrico ricettore, 2) moto, diluizione e dispersione delle sostanze disciolte, 3) decadimento con cinetica del primo ordine delle sostanze disciolte, 4) processi qualitativi dell'acqua e 5) trasporto dei sedimenti (Palmer, 2001). Nessuna di queste componenti risulta essere indipendente. In particolare, 2) richiede gli output di 1). Similmente, 3), 4) e 5) richiedono gli output di 1) e 2). In un modello di previsione qualitativa, ciascun componente è caratterizzato da specifiche equazioni. 1) è normalmente determinata numericamente attraverso la risoluzione delle equazioni differenziali alle differenze parziali di continuità e del moto su una griglia di calcolo. Dato che le componenti 2) e 5) richiedono i suoi output, le soluzioni delle equazioni saranno determinate sulla stessa griglia di elementi (Palmer, 2001).

I sistemi fluviali sono caratterizzati da complesse interazioni: massa ed energia si trasferiscono in modo continuo tra i costituenti (Bae and Seo, 2018). Tali dinamiche vengono descritte sulle scale spaziale e temporale dai modelli di qualità fluviale (Rauch et al., 1998). Nel corso delle decadi, i costituenti o le variabili di stato sono stati gradualmente incorporati in essi seguendo l'evoluzione delle esigenze conoscitive (Tsakiris and Alexakis, 2012). I modelli implementano strumenti da semplici, quale ad esempio la formulazione di Streeter-Phelps (Streeter and Phelps, 1925), a complessi descrivendo in modo completo i cicli di ossigeno, azoto e fosforo con più di dieci variabili (Brown and Barnwell, 1987) e gli ecosistemi basandosi su solidi sospesi, molteplici classi algari, zooplankton, invertebrati, piante e pesci (Boling et al., 1975; Wlosinski and Marshall, 1983). L'orientamento nella scelta tra i modelli disponibili è dettato da molteplici fattori quali gli obiettivi dell'analisi e la disponibilità di tempo e di dati. Tra i primi si possono distinguere due categorie: comprensione/ricerca e gestione/pratica. Anche se come sottolineato da Palmer (2001) i modelli qualitativi non possono prescindere da quelli quantitativi proprio poiché le dinamiche interessanti l'acqua veicolante influenzano quelle dei costituenti stessi, essi generalmente sono gestiti da Autorità diverse con obiettivi spesso contrastanti (Dai et al., 2001). Nonostante la praticamente totale assenza di pratiche di gestione integrata quantità-qualità, molteplici studi sono stati condotti al fine di incorporare entrambi gli aspetti nella modellazione a scala di bacino fluviale (Dai et al., 2001). Alcuni esempi sono brevemente descritti. Loftis et al. (1985) ha integrato condizioni quantitative e qualitative della risorsa per la modellazione di operazioni di gestione in un sistema di laghi attraverso simulazioni e processi matematici di ottimizzazione. Mehrez et al. (1992) ha sviluppato una programmazione non lineare per l'esecuzione ottimale di operazioni in tempo reale su un sistema regionale di fornitura dell'acqua. Uno studio simile è stato condotto da Orlob and Simonovic (1982) su un serbatoio senza però alcun riferimento ad un processo di ottimizzazione. Hayes et al. (1998) ha integrato entrambe le modellazioni per la regolazione di un sistema

idroelettrico composto da molteplici serbatoi. Diversi autori come de Azevedo et al. (2000) hanno tentato di evidenziare i punti di collegamento consolidati e quelli da approfondire tra i modelli quantitativo e qualitativo a scala di bacino fluviale.

L'attività di ricerca riguardo alla modellazione qualitativa nei canali ad uso irriguo fa principalmente riferimento alla possibilità di combinarla con quella quantitativa (Capitolo 3.4) nell'ottica di implementare tecniche di controllo e regole operative (Xu et al., 2013). In particolare, si riscontra come la gestione della qualità della risorsa sia fondamentalmente effettuata attraverso operazioni manuali (Xu et al., 2013). La mancanza di misure in tempo reale e disponibili per ciascun intervallo temporale definito dalle operazioni di controllo ha frenato lo sviluppo del filone di studio qualitativo parallelo a quello quantitativo. Attualmente, si sta rivolgendo maggiore attenzione verso tali aspetti (Glasgow et al., 2004). Litrico et al. (2011) ha utilizzato un metodo di controllo adattivo per limitare la crescita algale attraverso la regolazione delle portate fluenti in canale con l'apertura delle opere idrauliche. Augustijn et al. (2011) ha applicato il controllo dinamico per prevenire fenomeni di intrusione salina in un lago modellato come largo canale a cielo aperto. Xu et al. (2010) ha applicato una tecnica di controllo predittiva per generare una strategia ottimale di ricircolo e mantenere qualità e quantità in un sistema polder. In generale, le esigenze sono rivolte primariamente al controllo dell'inquinamento puntuale o diffuso, alla salinità e alla componente algale (Litrico et al., 2011).

4.2 LA DEFINIZIONE DEGLI STANDARD QUALITATIVI SECONDO LA LEGISLAZIONE ITALIANA

Gli standard di qualità di un corpo idrico sono individuati in funzione dell'utilizzo. In particolare, si definisce "design use" la destinazione richiedente requisiti più stringenti. Questi ultimi sono da valutare rispetto a inquinanti e cambiamenti idrologici e geomorfologici. Il "design use" detta gli standard di qualità per il corpo idrico in esame (Loucks et al., 2005). Le acque convogliate per scopi irrigui sono classificabili in: 1) superficiali provenienti da corsi d'acqua e invasi naturali o artificiali che sono immesse, poi, in canali attraverso opere di deviazione e di derivazione, 2) sotterranee derivanti da falde (freatiche o artesiane) o da sorgenti e 3) reflue urbane, industriali o zootecniche opportunamente trattate. L'impiego di risorsa di scarsa qualità può portare a: danni agli impianti ed alle attrezzature irrigue, danni agronomici, rischi igienico-sanitari e rischi ambientali. I primi si concretizzano principalmente in: occlusione per gli impianti microirrigui (per acque ricche di carbonati, ferro e magnesio o con elevata presenza di solidi sospesi, batteri e alghe) o erosione per gli impianti fissi ad aspersione (per acque ricche di cloruri o solfati). Infatti, la presenza di batteri

solfato-riduttori od attivati dalla corrosione iniziale può accelerare il decadimento di condotte in metallo. I danni agronomici possono essere distinti per breve o lungo periodo. In un caso sono rappresentati da fenomeni di fitotossicità a causa di un inquinante o di non idoneità delle caratteristiche fisico-chimiche (oli minerali, fitofarmaci, solventi o eccessiva salinità); nell'altro, essi risultano conseguenti all'accumulo di sostanze saline, metalli pesanti e molecole organiche di sintesi scarsamente mobili o degradabili nel terreno. I rischi igienico-sanitari sono riconducibili all'introduzione di sostanze tossiche ed organismi patogeni per l'uomo e gli animali a seguito del consumo di prodotti agricoli contaminati. Particolare attenzione è dunque da rivolgere alle colture ortive destinate al consumo fresco specie se irrigate a pioggia. Non da ultimo il rischio sanitario riguarda anche gli operatori per contatto ed inalazione di aerosol tossici. Infine, i rischi ambientali riguardano la diffusione dell'inquinamento di falda, di reti scolanti e di suolo dalla sorgente irrigua al punto di consegna (Battilani, 1996). Alla luce dei possibili rischi e danni descritti, sono individuabili limitazioni di utilizzo relativamente a quattro principali categorie di elementi: solidi sospesi, sali e sodio, elementi tossici e microrganismi (MiPAAF, 2001).

A sé stanti sono le valutazioni su temperatura e pH dell'acqua irrigua. In particolare, la prima non deve differire significativamente rispetto a quelle di terreno e di coltura. Valori accettabili della seconda, invece, sono dichiarati essere compresi nei range 6.0-9.5 secondo Salgot et al. (2006) e 6.5-8.4 secondo FAO (1985).

In seguito, si descriveranno i principali elementi presenti nelle acque irrigue soggetti a limitazioni legislative. In particolare, per ognuno di essi saranno evidenziati i processi instaurati e i rischi derivanti dalla possibile presenza e i valori soglia limite (FAO, 1985; WHO, 2006; Jeong et al., 2016; Salgot et al., 2006; MiPAAF, 2001; MATTM, 2003).

1) Solidi sospesi

I solidi sospesi possono essere di natura inorganica o organica. I primi provocano più rapidi processi di occlusione degli irrigatori e di usura dei sistemi di sollevamento. Il contenuto di questo tipo di solidi sospesi (TSS) si deve attestare massimo a 10 mg/L (Salgot et al., 2006). Una maggiore attenzione è rivolta ad acque contenenti sostanza di natura organica. Il carbonio presente, infatti, reagisce con l'ossigeno dell'acqua impoverendola. La frazione di O₂ utilizzata per ossidare la sostanza organica in seguito all'azione batterica (BOD) assume valori non superiori a 10-20 mg/L (Salgot et al., 2006) per acqua considerata discretamente pura. La frazione di O₂ utilizzata per ossidare la sostanza organica non solo per azione batterica (COD) ha soglia massima di 100 mg/L (Salgot et al., 2006).

2) Salinità e sodicità

La concentrazione di sali influenza la disponibilità d'acqua per la pianta nel terreno in risposta a variazioni del potenziale osmotico della soluzione circolante. Quella di sodio, invece, contribuisce alla determinazione della velocità di infiltrazione dell'acqua nel terreno. La risorsa utilizzabile per scopi irrigui prevede un ampio range di valori di concentrazione di sali dovuto alle svariate fonti di approvvigionamento. Se quest'ultime sono rappresentate da corsi superficiali o invasi, il contenuto sarà basso; viceversa, se esse sono falde più o meno profonde. Il contenuto salino è esprimibile come residuo salino fisso o durezza totale o contenuto di sali totali disciolti (STD). Il limite comunemente utilizzato oltre cui l'acqua è definibile come salmastra risulta 2‰ (MiPAAF, 2001). Il contenuto salino ha interesse essenzialmente poiché è in relazione alla componente osmotica del potenziale dell'acqua da cui dipende la sua disponibilità per la pianta. Ci si può, dunque, riferire alla pressione osmotica che i sali determinano; in particolare, al grado di dissociazione della sostanza cioè alla concentrazione ionica dei soluti. Essa risulta fortemente correlata alla conducibilità elettrica dell'acqua (EC_w). Il tipo di sali disciolti nell'acqua influenza le proprietà chimiche e fisiche del terreno; ciò è tanto più evidente all'aumentare del contenuto di materiale argilloide. Si può, quindi, utilizzare come indicatore il rapporto di assorbimento del sodio (SAR) dipendente dalle concentrazioni di sodio, calcio e manganese. In Tabella 1 si riportano i valori di limitazione d'uso di STD, EC_w e SAR rispetto all'utilizzo della risorsa per scopi irrigui.

<i>Problemi potenziali all'irrigazione</i>	<i>Parametro</i>	<i>Limitazione d'uso</i>		
		<i>Nessuna</i>	<i>Da lieve a moderata</i>	<i>Severa</i>
Salinità	EC_w (dS/m)	<0.7	0.7-3.0	>3.0
	STD (mg/L)	<450	450-2000	>2000
Infiltrazione	SAR=0-3			
	con EC_w	>0.7	0.7-0.2	<0.2
	SAR=3-6			
	con EC_w	>1.2	1.2-0.3	<0.3
	SAR=6-12			
	con EC_w	>1.9	1.9-0.5	<0.5
	SAR=12-20			
	con EC_w	>2.9	2.9-1.3	<1.3
	SAR=20-40			
	con EC_w	>5.0	5.0-2.9	<2.9

Tabella 1. In funzione dei valori di STD, EC_w e SAR descrizione delle limitazioni d'uso dell'acqua destinata all'irrigazione secondo FAO (1985) e MiPAAF (2001).

3) Tossicità da ioni

La tossicità risulta dall'accumulo nel tempo di ioni veicolati dall'acqua nel terreno. Il grado di danneggiamento della coltura dipende dalla permanenza, dalla concentrazione e dalla sensibilità della stessa e, se significativo, esso compromette e riduce la produzione. Usualmente, gli ioni considerati tossici nelle acque irrigue sono di cloro, sodio e boro (Tabella 2). Essi sono essenziali per la crescita delle colture, ma, se presenti in quantità elevate, ne causano la compromissione. La recettività varia a seconda del tipo di pianta: annuale o perenne a tronco. Il cloro provoca fenomeni di fitotossicità secondo il metodo irriguo utilizzato; in particolare, si riscontrano problemi se si verifica un'abbondante bagnatura. Analogamente per i solfati i quali, in ambienti riducenti, formano solfuri esaltanti l'azione fitotossica dell'elemento.

FAO, 1985; MiPAAF, 2001

Problemi potenziali all'irrigazione: *Parametro* *Limitazione d'uso*
tossicità da ioni specifici su specie
vegetali sensibili

		<i>Nessuna</i>	<i>Da lieve a moderata</i>	<i>Severa</i>
Ione sodio (Na ⁺)				
Irrigazione superficiale	SAR	<3	3-9	>9
Irrigazione a goccia	SAR	<3	>3	
Ione cloro (Cl ⁻)				
Irrigazione superficiale	meq/L	<4	4-10	>10
Irrigazione a pioggia	meq/L	<3	>3	
Boro (B ³⁺)	meq/L	<0.7	0.7-3	>3

Salgot et al., 2006

Concentrazione massima ammissibile per usi
privato, urbano e di irrigazione (mg/L)

Sodio (Na)	150
Cloro (Chloride)	250
Boro totale (B _{tot})	0.4-1.0

Tabella 2. In funzione della tipologia di ioni, descrizione delle limitazioni d'uso dell'acqua destinata all'irrigazione secondo FAO (1985) e MiPAAF (2001). Salgot et al. (2006) indica le soglie limite superiori a seconda del riutilizzo previsto per le acque reflue in esame: usi privati, urbani e irrigui; usi ambientali e di acquacoltura; per ricarica indiretta dell'acquifero e per il raffreddamento industriale.

Per quanto riguarda i metalli pesanti, essi risultano tossici in concentrazioni molto basse (Tabella 3). Le limitazioni indicate considerano la protezione della risorsa suolo dalla contaminazione

nell'ipotesi che esso sia continuativamente irrigato con acqua che li contenga. I metalli pesanti sono presenti in diverse forme ed influenzano la mobilità dell'acqua e la disponibilità biologica. Conseguentemente, i valori di concentrazione complessiva non sempre esprimono l'effettiva pericolosità delle acque che li contengono.

<i>Parametro</i>	<i>Concentrazione massima ammissibile per uso di irrigazione (mg/L)</i>	
	FAO, 1985; MiPAAF, 2001	Jeong et al., 2016; MATTM, 2003
Alluminio (Al)	5.0	1
Arsenico (As)	0.1	0.02
Cadmio (Cd)	0.01	0.005
Cromo (Cr)	0.1	0.1
Ferro (Fe)	5.0	2.0
Piombo (Pb)	5.0	0.1
Manganese (Mn)	0.2	0.2
Mercurio (Hg)	-	0.001
Nickel (Ni)	0.2	0.2
Selenio (Se)	0.02	0.01
Vanadio (V)	0.1	0.1
Zinco (Zn)	2.0	0.5

Tabella 3. Valori di concentrazione massima ammissibile di metalli pesanti nell'acqua destinata all'irrigazione secondo FAO (1985), MiPAAF (2001), Jeong et al. (2016) e MATTM (2003).

4) Nutrienti

L'azoto e il fosforo risultano essere i principali elementi nutritivi delle colture e, quindi, l'utilizzo di acque arricchite non rappresenta un rischio. Tuttavia, possono sorgere problemi in relazione a fenomeni di eutrofizzazione rispetto al funzionamento degli impianti irrigui soprattutto in microirrigazione. Valori di soglia massima risultano essere 15 mg/L per T-N e 2 mg/L per T-P (Jeong et al., 2016).

5) Residui di prodotti fitosanitari

La contaminazione delle acque irrigue con residui di prodotti fitosanitari fa parte del quadro più ampio relativo all'inquinamento derivato dalle sostanze organiche sintetiche. Tra esse, i pesticidi possono danneggiare direttamente le colture e/o il terreno utilizzato. Ad oggi gli studi effettuati risultano essere non sistematici e incapaci di fornire indicazioni precise sui limiti di tolleranza rispetto alle pratiche irrigue (MiPAAF, 2001). L'interazione complessa tra suolo e prodotti

fitosanitari dipende da: proprietà chimico-fisiche del prodotto fitosanitario, struttura del sistema suolo-sottosuolo-acqua di falda ed incidenza di precipitazioni e di pratiche irrigue.

6) Microrganismi

I corpi idrici superficiali generalmente presentano una carica di microrganismi maggiore rispetto a quella presente alla fonte di approvvigionamento a causa dell'arricchimento provocato da scarichi di effluenti di insediamenti urbani non depurati o di allevamenti zootecnici. Per una maggiore facilità di quantificazione e per la loro significatività si stabiliscono come indicatori della presenza di agenti patogeni: Coliformi totali e Coliformi fecali (E.coli) (Jeong et al., 2016). Il loro riscontro in acque destinate all'irrigazione non comporta problematiche di fitotossicità per le colture o degradazione del suolo ma pone preoccupazione sotto l'aspetto igienico-sanitario del prodotto ottenuto (Tabella 4).

<i>Parametro</i>	<i>Concentrazione massima ammissibile per uso di irrigazione (/100mL)</i>		
	WHO, 2006		Jeong et al., 2016; MATTM, 2003
Coliformi	CATEGORIA A Irrigazione colture da consumare non cucinate (es. ortaggi), campi sportivi e parchi pubblici. Gruppi esposti: lavoratori, consumatori e pubblico.	E.coli (cfu) $\leq 10^3$	E.coli (cfu) $\leq 10^2$ (max) ≤ 10 (80%)
	CATEGORIA B Irrigazione cereali, colture industriali, prati destinati alla pastorizia ed alberi. Gruppi esposti: lavoratori e residenti comunità limitrofe.	E.coli (cfu) $\leq 10^3$ - 10^5	

Tabella 4. Valori di concentrazione massima ammissibile di coliformi riferendosi a E.coli nell'acqua destinata all'irrigazione secondo WHO (2006), Jeong et al. (2016) e MATTM (2003).

4.3 LE CINETICHE IMPLEMENTABILI

I dati qualitativi ottenuti dal monitoraggio sono il mezzo prediletto per la valutazione del livello di deterioramento della risorsa. Rispetto ad essi, la modellazione assume i seguenti ruoli (Loucks et al., 2005):

- risultare fattibile in situazioni per le quali il monitoraggio non lo è;
- fornire un'informazione più completa integrando i dati da monitoraggio;

- prevedere scenari qualitativi futuri frutto di diverse strategie di gestione.

La complessità di un modello qualitativo deve essere progressivamente introdotta in funzione della quantità e della natura dei dati misurati. Secondo l'USEPA (United States Environmental Protection Agency) i modelli di qualità fluviale possono essere divisi in due gruppi principali: modelli per la valutazione delle sorgenti d'inquinamento (puntuali o diffuse) e del fenomeno di trasporto e modelli per la stima degli impatti delle sorgenti stesse sull'ecosistema del corpo idrico ricettore. I primi, integrati con dati di tipo georeferenziato, consentono di rappresentare l'andamento morfologico del bacino d'interesse. Unendo quest'informazione a modelli di propagazione del deflusso superficiale, si ottiene la valutazione degli apporti al corpo idrico ricettore. Per questi modelli è necessaria una consistente mole di dati ottenibile da campagne di misurazione molto dispendiose. I secondi simulano contestualmente i processi fisici, chimici e biologici che interessano l'ambiente acquatico del corpo idrico ricettore. A monte del loro utilizzo è richiesto lo studio del bacino di interesse al fine di descrivere i principali bilanci di massa e le interazioni tra le diverse componenti del sistema.

Nei modelli di qualità fluviale, il corpo idrico è schematizzato come un sistema completamente miscelato nelle direzioni verticale e trasversale. Quest'assunzione semplificativa sottintende che la stratificazione verticale della temperatura sia trascurabile e che essa possa considerarsi costante lungo le sezioni trasversali al flusso. La completa miscelazione non può essere applicata per la modellazione di serbatoi o laghi.

In riferimento al periodo che si intende rappresentare, i modelli di qualità fluviale sono di tre tipi: stazionari, quasi-stazionari e dinamici. I primi rappresentano l'effetto di una fonte inquinante costante sulla qualità del corpo idrico. Essi si prestano a modellare scenari di lunga durata. I secondi simulano scenari di pochi giorni (al massimo una settimana) per i quali il corpo idrico è sollecitato da carichi variabili. I terzi sono in grado di generare un'evoluzione continua del comportamento fluviale. La scelta del modello deriva da un'analisi preliminare degli aspetti idrologici avente lo scopo di individuare il periodo più critico per la caratterizzazione qualitativa della risorsa.

L'impatto ambientale delle fonti inquinanti e la capacità di assimilazione dipendono dalla portata che si verifica lungo l'asta del corpo idrico ricettore. Per una generica sezione trasversale, una diminuzione di portata provoca, dal punto di vista idraulico, un rallentamento della corrente ed un contestuale abbassamento del tirante idrico. Dal punto di vista qualitativo, possono verificarsi variazioni piuttosto significative in termini di capacità di autodepurazione e di ossigenazione, di area disponibile per specie ittiche, macroinvertebrati ed alghe e di processi di sedimentazione.

Un modello di qualità richiede input idrologici, idrodinamici e di costituenti tra i quali possono sussistere reazioni fisiche, chimiche o biologiche. Esso si basa sull'applicazione dell'equazione di

bilancio di massa per ciascun costituente in tutte le “celle computazionali”. Queste ultime rappresentano, in termini spaziali, i segmenti o gli elementi volumetrici in cui il sistema idrico è diviso. Esse sono definibili dal proprio volume e dalle dimensioni in 1-2-3 direzioni (Δx , Δy e Δz) in base alla natura della schematizzazione (1D, 2D e 3D). Nella sua complessità, il sistema idrico è chiamato “griglia”. Il tempo è assunto come variabile discretizzabile in intervalli Δt entro cui il flusso di ciascun costituente è considerato costante. Per l’i-esima cella computazionale e per l’intervallo temporale Δt , il bilancio di massa di un qualunque costituente può essere definito attraverso l’espressione:

$$M_i^{t+\Delta t} = M_i^t + \Delta t \left(\frac{\Delta M_i}{\Delta t} \right)_{T_r} + \Delta t \left(\frac{\Delta M_i}{\Delta t} \right)_P + \Delta t \left(\frac{\Delta M_i}{\Delta t} \right)_S \quad (13)$$

Nell’equazione si individuano i seguenti termini:

- $M_i^{t+\Delta t} \rightarrow$ Massa del costituente in esame nella cella i-esima e allo step computazionale finale $t+\Delta t$;
- $M_i^t \rightarrow$ Massa del costituente in esame nella cella i-esima allo step computazionale iniziale t ;
- $\left(\frac{\Delta M_i}{\Delta t} \right)_P \rightarrow$ Cambiamenti di massa del costituente in esame nell’intervallo temporale Δt dovuti ai processi fisici, chimici e biologici (P) che si verificano entro la cella i-esima;
- $\left(\frac{\Delta M_i}{\Delta t} \right)_S \rightarrow$ Cambiamenti di massa del costituente in esame nell’intervallo temporale Δt dovuti ad immissioni o prelievi (S) entro la cella i-esima.
- $\left(\frac{\Delta M_i}{\Delta t} \right)_{T_r} \rightarrow$ Cambiamenti di massa del costituente in esame nell’intervallo temporale Δt dovuti ai fenomeni di trasporto (T_r) in ingresso e in uscita rispetto alla cella i-esima;

I processi fisici includono fenomeni di evaporazione dell’acqua e di volatilizzazione dei costituenti e sedimentazione dei solidi sospesi; quelli bio-chimici adsorbimento e denitrificazione; infine quelli biologici includono, ad esempio, la produzione crescita algale o la predazione di phytoplankton.

I cambiamenti di massa da sorgente o da estrazione sono imputabili a sversamenti puntuali o diffusi di natura antropica o a prelievi di risorsa. La massa entrante ed uscente dal contorno della cella computazionale i-esima deriva dal modello di qualità.

I fenomeni di trasporto indicano le componenti advettiva e diffusiva o dispersiva. La prima risulta preponderante in corpi idrici quali fiumi o canali mentre la seconda caratterizza laghi ed estuari soggetti a significative azioni tidali.

Il trasporto advettivo è governato dal flusso idrico.

Per un dato costituente, in corrispondenza della sezione trasversale x_0 esso è espresso attraverso l'equazione:

$$T_{x_0}^A = v_{x_0} S C_{x_0} \quad (14)$$

Dove

$T_{x_0}^A$ è la componente di trasporto advettivo del costituente (M/T), v_{x_0} è la velocità media del flusso idrico (L/T), S è l'area bagnata (L^2) e C_{x_0} è la concentrazione media del costituente (M/L^3).

Il trasporto diffusivo (o dispersivo) si verifica in seguito alle differenze di concentrazione di costituente. In direzione verticale, la dispersione è importante se la colonna d'acqua è stratificata. Viceversa, in direzione orizzontale, essa si può verificare in una o due dimensioni. Il trasporto diffusivo risulta particolarmente significativo in laghi od estuari mentre trascurabile in fiumi e canali. Esso, in corrispondenza di una generica sezione trasversale x_0 , per un dato costituente, è esprimibile come:

$$T_{x_0}^D = -D_{x_0} S \frac{\partial C}{\partial x} \bigg|_{x=x_0} \quad (15)$$

Dove

$T_{x_0}^D$ è la componente di trasporto diffusivo (M/T), D_{x_0} è il coefficiente di diffusione o dispersione (L^2/T), S è l'area bagnata (L^2) e $\frac{\partial C}{\partial x} \bigg|_{x=x_0}$ rappresenta il gradiente di concentrazione C (M/L^3) nel punto $x=x_0$, x rappresenta l'ascissa longitudinale (L).

Il segno meno indica come il fenomeno diffusivo porti ad un trasporto netto da concentrazioni maggiori a minori, cioè abbia verso opposto rispetto al gradiente di concentrazione. Quest'ultimo rappresenta la differenza di concentrazione per unità di lunghezza Δx tendente a zero sulla sezione trasversale esprimibile come:

$$\frac{\partial C}{\partial x} \bigg|_{x=x_0} = \lim_{\Delta x \rightarrow 0} \frac{C_{x+0.5 \Delta x} - C_{x-0.5 \Delta x}}{\Delta x} \quad (16)$$

Il coefficiente di dispersione può essere calibrato od ottenuto con modelli di turbolenza. Fischer (1966, 1967a, 1967b, 1968) ha svolto le prime ricerche per la sua determinazione su fiumi e canali. Successivamente, diversi autori (Basal, 1971; Elhadi and Davar, 1976) hanno provveduto ad ulteriori studi ed a fornire un quadro riassuntivo e complessivo.

Si consideri l'equazione di bilancio di massa per un dato costituente con solo la componente di trasporto T_r :

$$M_i^{t+\Delta t} = M_i^t + \Delta t \left(\frac{\Delta M_i}{\Delta t} \right)_{T_r} \quad (17)$$

L'equazione monodimensionale allo step spaziale $x_0 + \Delta x$ che contiene entrambi i termini advettivo e diffusivo è:

$$M_i^{t+\Delta t} = M_i^t + \Delta t \left(v_{x_0} C_{x_0} - v_{x_0+\Delta x} C_{x_0+\Delta x} - D_{x_0} \frac{\partial C}{\partial x} \Big|_{x_0} + D_{x_0+\Delta x} \frac{\partial C}{\partial x} \Big|_{x_0+\Delta x} \right) A \quad (18)$$

Se l'equazione è divisa per il volume della cella i-esima ($S \Delta x$) ed a intervalli temporali Δt , essa diventa:

$$\frac{C_i^{t+\Delta t} - C_i^t}{\Delta t} = \frac{v_{x_0} C_{x_0} - v_{x_0+\Delta x} C_{x_0+\Delta x} - D_{x_0} \frac{\partial C}{\partial x} \Big|_{x_0} + D_{x_0+\Delta x} \frac{\partial C}{\partial x} \Big|_{x_0+\Delta x}}{\Delta x} \quad (19)$$

Considerando il limite asintotico $\Delta t \rightarrow 0$ e $\Delta x \rightarrow 0$, l'equazione monodimensionale advettivo-diffusiva risulta:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = - \frac{\partial(v C)}{\partial x} + \frac{\partial \left(D \frac{\partial C}{\partial x} \right)}{\partial x} \quad (20)$$

L'espressione $-v C + D \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right)$ se viene moltiplicata per l'area bagnata S restituisce il flusso totale del contaminante in esame. Il termine $v S C$ rappresenta il flusso advettivo dovuto al moto dell'acqua. Esso dipende dalla velocità v (L/T), dall'area bagnata S (L²) e dalla concentrazione del costituente (M/L³). Il termine $D S \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right)$ rappresenta il flusso diffusivo dovuto alle differenze di concentrazione in direzione x . Esso dipende dal coefficiente di dispersione D (L²/T), dall'area bagnata S (L²) e dal gradiente di concentrazione $\left(\frac{\partial C}{\partial x} \right)$.

L'importanza relativa dei fenomeni advettivo e diffusivo è funzione del grado di dettaglio con cui è definito il campo di velocità. Una sua buona descrizione in termini spaziali e temporali riduce l'incidenza del secondo. Situazioni per le quali le sezioni trasversali risultano irregolari o approssimazioni di transitori a regime di moto stazionario prevedono un legame con dominanza di fenomeno diffusivo.

L'equazione advettivo-diffusiva risulta particolarmente complessa da risolvere a livello numerico. Alcuni autori (Jobson, 1980; Jobson and Rathbun, 1985) hanno proposto un approccio lagrangiano secondo cui l'equazione è riscrivibile come:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial \left(D \frac{\partial C}{\partial \xi} \right)}{\partial \xi} \quad \text{con} \quad \xi = x - \int_0^t v d\tau \quad (21)$$

Considerando l'equazione advettivo-diffusiva, se vengono aggiunti a secondo membro i termini $S \text{org}$ e f_R , si ottiene l'equazione denominata "advettivo-diffusiva di reazione".

Essa ha espressione:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\partial(v C)}{\partial x} + \frac{\partial(D \frac{\partial C}{\partial x})}{\partial x} + Sorg + f_R(C, t) \quad (22)$$

Dove

C è la concentrazione del costituente (M/L^3), v è la velocità (L/T), D è il coefficiente di dispersione (L^2/T), $Sorg$ è il termine sorgente (ingressi di risorsa idrica o di massa del costituente in esame), f_R indica i processi cioè le reazioni (fisiche, chimiche o biologiche) che investono l'acqua ed il costituente in esame, x è l'ascissa longitudinale (L), t è il tempo (T).

Molte reazioni collegate all'aumento o alla diminuzione della concentrazione del costituente sono descrivibili attraverso cinetiche del primo ordine. Esse assumono che le frazioni interessate dalle reazioni siano proporzionali alla concentrazione del costituente stesso e sono ritenute accettabili in sistemi acquatici naturali. Se si considera l'instaurarsi del regime di moto stazionario, il termine $\frac{\partial C}{\partial t}$ risulta uguale a zero e l'equazione advettivo-diffusiva di reazione è:

$$0 = -v \frac{\partial C}{\partial x} + D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - k C \quad (23)$$

Dove

C è la concentrazione del costituente (M/L^3), v è la velocità (L/T), D è il coefficiente di dispersione (L^2/T), k rappresenta il coefficiente del naturale decadimento del costituente rappresentante l'unica uscita del sistema ($1/T$).

Tale equazione può essere integrata considerando le grandezze v , D , k e S costanti. La rappresentazione in moto stazionario o semi-stazionario è particolarmente diffusa per la propria semplicità ed al tempo stesso efficace. Per un'immissione costante di costituente W_C (M/T) al punto $X=0$, la concentrazione C (M/L^3) alla distanza X è data da:

$$C(X) = \left(\frac{W_C}{Q m}\right) \exp\left[\left(\frac{v}{2 D}\right) (1 + m) X\right] \quad \text{per } X \leq 0 \quad (24)$$

$$C(X) = \left(\frac{W_C}{Q m}\right) \exp\left[\left(\frac{v}{2 D}\right) (1 - m) X\right] \quad \text{per } X \geq 0$$

Dove

$$m = \left(1 + \left(\frac{4 k D}{v^2}\right)\right)^{1/2} \quad (25)$$

Il parametro m è maggiore o uguale ad 1; pertanto l'esponente di e è sempre negativo. Più la distanza rispetto a $X=0$ aumenta in verso positivo o negativo e più la concentrazione di costituente decresce (se $k>0$). La massima si verifica per $X=0$ con valore:

$$C(0) = \frac{W_C}{Q m} \quad (26)$$

A livello grafico, si fa riferimento a Figura 11.

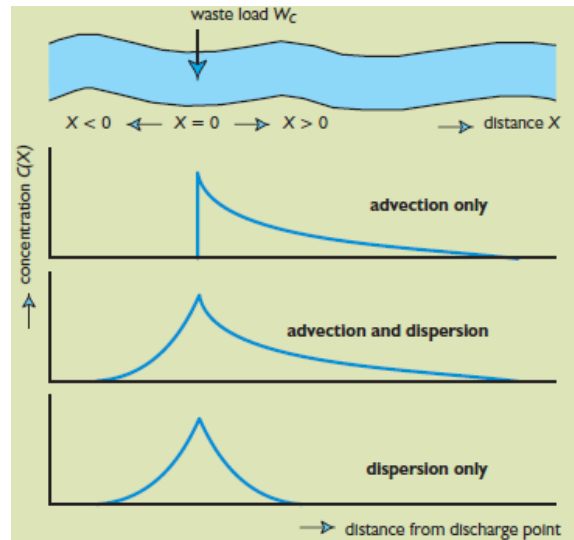


Figura 11. Considerando uno sversamento di inquinante W_c in corrispondenza del punto $X=0$, gli andamenti di trasporto advettivo, advettivo-diffusivo e diffusivo in funzione dell'ascissa longitudinale X .

Per i corsi d'acqua (fiumi o canali) il fenomeno diffusivo è trascurabile. Assumendo, quindi, che il coefficiente di dispersione sia uguale a 0, il parametro m risulta pari all'unità. Se v , Q e k sono maggiori di zero e tenendo conto che $\frac{(1-m)(1+m)}{1+m} = (1 - m^2)/2$, con $D=0$, le precedenti espressioni risultano:

$$C(X) = 0 \quad X \leq 0 \quad (27)$$

$$C(X) = \left(\frac{W_c}{Q}\right) \exp \left[-\frac{k X}{v}\right] \quad X \geq 0$$

Il termine X/v rappresenta il tempo che il flusso Q impiega per raggiungere la distanza X partendo dalla posizione $X=0$.

La temperatura influenza la maggior parte dei meccanismi qualitativi in ambiente acquatico. La sua modellazione è basata sull'equazione di bilancio di calore. Essa risulta particolarmente importante se il periodo di interesse è investito da variazioni termiche significative o se lo scopo stesso dello studio consiste nel monitoraggio del flusso di calore nell'ambiente acquatico. L'equazione di bilancio considera tutte le entrate e le uscite; le prime sono rappresentate da: onde corte di radiazione solare, onde lunghe di radiazione atmosferica, conducibilità di calore dall'atmosfera all'acqua e input diretti di calore mentre le seconde sono costituite da: radiazione riflessa emessa dalla superficie dell'acqua (onde lunghe e corte), evaporazione e conducibilità dall'acqua all'atmosfera. La stima delle diverse componenti termiche è stata oggetto di molteplici studi teorici e sperimentali alla fine degli anni '60 e durante gli anni '70. Le formulazioni sono state riviste in modo complessivo da Wunderlich (1972), Ryan and Harleman (1973), Edinger et al. (1974) e Paily et al. (1974). Esse richiedono misure di variabili e di coefficienti non sempre disponibili. Un

approccio semplificato, quindi, prevede l'espressione del bilancio di massa di temperatura attraverso l'inserimento diretto dei suoi valori. Esso è frequentemente applicato poiché, negli ambienti acquatici, la temperatura è facilmente misurabile (Edinger et al., 1968).

I modelli di cinetica di primo ordine sono comunemente utilizzati per stimare il decadimento o l'incremento di un costituente (Phelps, 1909; Theriault 1927; Graf 1996). Essi relazionano, attraverso proporzionalità diretta, la frazione di concentrazione soggetta al cambiamento $\frac{dC_j}{dt}$ del costituente j alla concentrazione attuale del costituente i o dello stesso j. La costante di proporzionalità è rappresentata dal coefficiente o costante k_i dipendente dalla temperatura. L'espressione alla base dei modelli di cinetica di primo ordine è quindi:

$$\frac{dC_j}{dt} = a_{ij} k_i \theta_i^{(T-20)} C_i \quad (28)$$

Dove

a_{ij} è il parametro indicante i grammi di C_j prodotti ($a_{ij}>0$) o consumati ($a_{ij}<0$) per grammo di C_i (-), k_i è il coefficiente di reazione o di decadimento o di incremento ($1/T$), θ_i è il coefficiente di correzione della temperatura per k_i a 20 °C (-), T è la temperatura (°C) e C_i è la concentrazione attuale del costituente i (M/L^3).

Se $C_i=C_j$, come ad esempio nel caso del BOD, $a_{ij}=a_{BOD}=-1$. Alcuni valori tipici di k_i e θ_i sono riportati in Tabella 5.

<i>Costituente</i>	<i>k_i (1/gg)</i>	<i>Autori</i>
Coliformi totali (acqua dolce)	1.00-5.50	Thomann and Mueller, 1987
Coliformi totali (sedimenti)	0.14-0.21	Thomann and Mueller, 1987
Coliformi totali (acqua marina)	0.70-3.00	Thomann and Mueller, 1987
BOD (alcun trattamento)	0.30-0.40	Thomann and Mueller, 1987
BOD (trattamento fanghi attivi)	0.05-0.10	Thomann and Mueller, 1987
<hr/>		
	<i>θ_i (-)</i>	
Coliformi totali (acqua dolce)	1.070	Schnoor, 1996
Coliformi totali (acqua marina)	1.100	Schnoor, 1996
BOD	1.040	Thomann and Mueller, 1987

Tabella 5. Valori attribuibili ai coefficienti di reazione e di temperatura per Coliformi totali e BOD proposti da diversi autori in letteratura.

4.4 LA MODELLAZIONE DELLA SOSTANZA ORGANICA (BOD)

Modelli deterministici di decadimento con cinetica del primo ordine

La domanda biochimica di ossigeno (BOD) indica l'ammontare dell'ossigeno disciolto in acqua consumato dalle popolazioni eterogenee e aerobiche di microrganismi per ossidare e degradare le componenti carbonacea (CBOD) e azotata (NBOD) della materia di rifiuto organica avente origine da scarichi di varia provenienza (Leduc et al., 1988).

La curva di decadimento del BOD è stata descritta con successo utilizzando il modello deterministico con cinetica del primo ordine (Leduc et al., 1986) inizialmente proposto da Phelps (1909) e applicato da Theriault (1927) ai fiumi. Attualmente, essa rappresenta la caratterizzazione più ampiamente riconosciuta (Leduc et al., 1986) poiché permette di ottenere risultati soddisfacenti con una formulazione matematica semplice (Benefield and Randall, 1980; Metcalf&Eddy Inc., 1979). In alcuni casi, si è riscontrato come cinetiche del secondo ordine (Young and Clark, 1965; Marske and Polkowski, 1972) o multi-ordine (Hewitt, 1979) fossero più performanti.

L'approccio deterministico implica una semplificazione rispetto alla realtà basandosi su valori numerici esatti imposti per condizioni iniziali, input e parametri di modellazione (Boano et al., 2006).

Limitando la trattazione al BOD carbonaceo (CBOD) e assumendo che non sia presente alcun elemento tossico agente come inibitore, la frazione decaduta è considerata proporzionale all'ammontare del materiale biodegradabile rimanente nell'acqua al tempo t .

L'approccio deterministico con cinetica del primo ordine prevede la determinazione dei valori dei due parametri: C_0 (concentrazione di BOD a $t=0$) e k_1 (coefficiente di reazione di decadimento). Essa, infatti, è necessaria per una corretta modellazione (Leduc et al., 1988). Diversi metodi sono proposti in letteratura che evidenziano gli ingenti sforzi fatti in tale senso (Reed and Theriault, 1931; Moore et al., 1950; Thomas, 1937; Thomas, 1940; Thomas, 1950; Fair, 1936; Tsivoglou, 1958; Sheehy, 1960; Lee, 1951).

Modelli di decadimento stocastici

Tuttavia, sono riscontrabili variabilità dovute alla composizione chimica e biochimica della materia organica complessa e a quella eterogenea dei batteri presenti e all'incertezza delle misure ulteriormente accentuata da disturbi di strumentazione e dalle tecniche di campionamento, di trasmissione e di analisi (Leduc et al., 1988). L'incertezza che incide sulle dinamiche del BOD è

sintetizzabile in tre punti: 1) l'ambiente eterogeneo naturale di un corpo idrico soprattutto nel caso di fiumi è di difficile rappresentazione attraverso un solo valore di un parametro; 2) la calibrazione delle misure utilizzate per la stima dei valori dei parametri è spesso affetta da errori sperimentali; 3) modelli semplici in termini matematici possono non risultare adeguati a descrivere le dinamiche esistenti (Boano et al., 2006).

Alla luce di questi aspetti, sono utilizzabili modelli probabilistici che esprimono le condizioni iniziali ed al contorno e i parametri di modellazione come variabili random o processi stocastici (Boano et al., 2006; Berthouex et al., 1971; Brown et al., 1979; Raabe, 1968). Essi possono essere raggruppati in tre tipologie (Boano et al., 2006): analisi dell'errore di primo ordine, metodi Monte Carlo ed equazioni differenziali stocastiche. Il primo è una tecnica semplice che restituisce la stima della varianza della concentrazione come funzione dei momenti dei parametri soggetti ad incertezza. I limiti si riscontrano in risultati che non sono validi in modelli non lineari e in determinazione della varianza per la sola concentrazione. Il metodo Monte Carlo è una tecnica numerica diffusa per valutare la funzione densità di probabilità (pdf) della concentrazione. Esso prevede notevoli sforzi computazionali e i risultati ottenuti sono generalmente validi per specifici casi studio. Le equazioni differenziali stocastiche derivano dai modelli deterministici in cui i parametri e le condizioni iniziali ed al contorno sono descritte da variabili random o processi stocastici. Anche se questo metodo implica notevoli difficoltà, esso permette di ottenere espressioni analitiche per la pdf e i momenti delle concentrazioni.

4.5 LA MODELLAZIONE MICROBIOLOGICA (E.coli)

Modello di decadimento con cinetica del primo ordine

L'acqua di irrigazione è fonte di contaminazione microbiologica per le produzioni a consumo fresco (Pachepsky et al., 2011; Olaimat and Holley, 2012; Gil et al., 2015); pertanto la sua caratterizzazione qualitativa risulta essere un punto critico per la sicurezza alimentare (Zhou et al., 2017). I batteri fecali sono comunemente utilizzati per misurare la qualità dell'acqua veicolata sotto l'aspetto sanitario consentendo l'individuazione di soglie di impatto per la salute umana (Wade et al., 2006; Yakirevich et al., 2013). Dato che il monitoraggio può risultare molto dispendioso in termini di costi e di tempo e ineffettuabile se il numero dei corpi idrici è elevato, la modellazione si configura come una soluzione pratica per comprendere e gestire l'inquinamento dovuto a batteri fecali (de Brauwere et al., 2014a). In letteratura sono presenti molteplici modelli (Wilkinson et al., 1995; Kashefipour et al., 2002; Garcia-Armisen et al., 2006; de Brauwere et al., 2011; Gao et al., 2015; Liu and Huang, 2012; Ouattara et al., 2013; Yakirevich et al., 2013; de Brauwere et al.,

2014b; Gao et al., 2015; Liu et al., 2015; Niazi et al., 2015) che accoppiano ad un modulo idraulico-idrologico uno microbiologico (Jovanovic et al., 2017; Sokolova et al., 2013; Liu et al., 2015). Essi possono essere utilizzati per scenari di analisi al fine di fornire una base per la gestione della risorsa; per esempio, programmare misure di mitigazione per ridurre la contaminazione fecale del corpo idrico in esame (Islam et al., 2018). Un importante aspetto riguarda la serie temporale disponibile di concentrazioni microbiologiche per tutte le sorgenti di input. In alcuni studi esse sono state trascurate o rappresentate da una fonte costante (de Brauwere et al., 2011), generate attraverso interpolazione temporale lineare (Gao et al., 2015), predette usando una semplice correlazione con la portata (Garcia-Armisen et al., 2006; Liu and Huang, 2012) e/o stimate sulla base della concentrazione dei solidi sospesi (Ghimire and Deng, 2013).

L'*Escherichia coli* (E.coli) è ampiamente utilizzata come indicatore fecale batterico (FIB) (Lata et al., 2009; Ouattara et al., 2013). Essa risiede nell'intestino degli animali a sangue caldo; tuttavia alcune forme sono patogene (Murray et al., 1999). L'ambiente acquatico dei corpi superficiali rappresenta il secondo habitat di questi batteri (Hellweger et al., 2009). La temperatura e la composizione naturale dell'acqua influenzano la sopravvivenza di E.coli che può resistere da 5 a 7 giorni o di più (Flint et al., 1987; Islam et al., 2018). La temperatura, la torbidità e la portata idrica influenzano, invece, la ri-sospensione di E.coli dai sedimenti (Christensen et al., 2002; Skrabber et al., 2002; Parkhurst et al., 2005; He and He, 2008; Ge and Frick, 2009; David and Haggard, 2011; Francy et al., 2013). Il decadimento di E.coli è tradizionalmente rappresentato con un modello a cinetica del primo ordine (Connolly et al., 1999) in cui il coefficiente di reazione è funzione di fattori ambientali (temperatura, salinità e radiazione solare) e parametri chimici (Chick, 1908; Chapra, 1997). Si consideri l'espressione (Mancini, 1978):

$$\frac{dC}{dt} = -k_0 \theta_S^{Sal} \theta_I^{Int} \theta_T^{(T-20)} C \quad (29)$$

Dove

C è la concentrazione di E.coli (cfu/100mL), k_0 è il coefficiente o costante di reazione di decadimento (1/gg) a 20°C per condizioni di salinità pari a 0‰ e per assenza di luce, θ_S è il coefficiente di decadimento dovuto alla salinità (-), Sal è la salinità (‰), θ_I è il coefficiente di decadimento dovuto alla luce (-), Int è l'intensità della luce (kW/m²), θ_T è il coefficiente di decadimento dovuto alla temperatura (-), T è la temperatura dell'acqua (°C), t è il tempo (gg).

Il coefficiente di decadimento k_0 varia in funzione del corpo idrico (estuario, lago, fiume o canale). Se si considerano gli studi proposti da Ouattara et al. (2013) e Servais et al. (2007) condotti su sistemi di canali di drenaggio del Scheldt (Paesi Bassi) e della Senna (Francia) rispettivamente, il valore proposto è 1.08 1/gg. Islam et al. (2018) sul fiume Betna (Bangladesh) assume 0.80 1/gg. Per la modellazione dei fiumi Lez e Verdanson, Billaud et al. (2017) ha considerato il coefficiente di

reazione pari a 0.13 1/gg appartenente al range 0.12-0.23 1/gg individuato per acque utilizzabili sottoposte a processo di depurazione secondo Graf (1996) (Tabella 6). Considerando una stessa sezione in un corpo idrico e due istanti temporali successivi t_1 e t_2 , più la costante di decadimento è grande e più la concentrazione di E.coli al tempo t_2 sarà piccola cioè maggiore sarà la frazione abbattuta.

<i>Tipologia d'acqua</i>	<i>k_0 (1/gg)</i>
Acqua utilizzabile, carica	0.39
Acqua utilizzabile, poco carica	0.35
Acqua utilizzabile, depurata	0.12-0.23
Acqua di consumo	<0.12

Tabella 6. Coefficienti di reazione di decadimento del materiale organico contenuto nelle acque utilizzabili e di consumo assumibili anche per E.coli (Graf, 1996).

Il coefficiente θ_S è imponibile pari a 1.006 basandosi sui valori riportati da letteratura (Canteras et al., 1995; McCorquodale et al., 2004; Brauwere et al., 2014) e secondo quanto proposto da Islam et al. (2018). Il coefficiente θ_I è settabile a 7.4, valore di default e comparabile con quello proposto da Gao et al. (2015). L'intensità di luce è assegnabile in funzione di quella media e delle ore di luce giornaliere, informazioni ricavabili, ad esempio, da dati satellitari (Islam et al., 2018). Il coefficiente θ_T è settabile a 1.07 secondo quanto riportato in letteratura (Hellweger and Masopust, 2008; Mancini, 1978; Liu et al., 2006; Thomann and Mueller, 1987).

Modello di decadimento bifasico e di crescita

In letteratura sono presenti diversi studi che descrivono il modello di decadimento dei batteri enterici (tra cui E.coli) secondo uno schema bifasico. Esso è caratterizzato da due intervalli temporali entro i quali i valori delle costanti di decadimento sono assunti costanti; in particolare il primo risulterà maggiore del secondo (Frost and Streeter, 1924; Avery et al., 2008; Hellweger et al., 2009). Inoltre, l'eterogeneità di resistenza al decadimento che presenta una popolazione batterica costituita da una pluralità di colonie condiziona in modo implicito il meccanismo di decadimento complessivo (Frost and Streeter, 1924; Orlob, 1956). Oltre al decadimento si riscontra evidenza nel fenomeno di crescita specialmente se l'acqua è ricca di un elevato contenuto di nutrienti (Bucci et al., 2011). Essa sul suolo e sui sedimenti spondali è dimostrata da dati di campo e da esperimenti di laboratorio (Scheuerman et al., 1988; Desmarais et al., 2002; Byappanahalli et al., 2003; Ishii et al., 2007).

5. IL SOFTWARE DI MODELLAZIONE HEC-RAS

In letteratura, sono presenti molteplici lavori che trattano la modellazione idraulica di sistemi irrigui anche in casi ampi e complessi con HEC-RAS (<http://www.hec.usace.army.mil/software/hec-ras/>) (Islam et al., 2008; Shahrokhnia and Javan, 2005; Clemmens et al., 2005). Questo codice di calcolo è stato sviluppato dal Corpo degli Ingegneri dell'esercito degli Stati Uniti presso l'Hydrologic Engineering Centre (HEC) per la modellazione mono e bidimensionale delle reti idriche naturali ed artificiali, River Analysis System (RAS). HEC-RAS è un pacchetto integrato sviluppato per un uso interattivo in un ambiente multi-tasking. Il sistema utilizza un Graphical User Interface (GUI) per la gestione dei file, l'entrata e l'editing dei dati, l'esecuzione del programma e la visualizzazione dei risultati (HEC, 1994). Il software permette di sviluppare quattro diversi aspetti modellistici:

- simulazioni in regime di moto stazionario in correnti lenta, veloce o mista definendo i corrispondenti profili di corrente;
- simulazioni in condizioni transitorie;
- simulazioni per la classificazione e quantificazione di processi idrodinamici di trasporto solido con riferimento a erosione e deposito generalizzati e/o localizzati;
- analisi della qualità della risorsa con riferimento a temperatura e trasporto di costituenti.

I dati di input richiesti includono: lunghezza dei tronchi che costituiscono la rete, connessioni presenti, coefficienti di perdita di energia, geometria delle sezioni intermedie per punti rappresentativi e caratterizzazione delle infrastrutture idrauliche esistenti (Saleh et al., 2013). HEC-RAS (Brunner, 2008a and 2008b) risolve le equazioni di conservazione della massa e del momento di Saint-Venant utilizzando approssimazioni implicite alle differenze finite e lo schema di calcolo a quattro punti (box scheme) di Preissmann. In generale per la variabile $f(x,t)$, introducendo i fattori di peso θ_t e θ_s , rispettivamente temporale e spaziale, compresi nell'intervallo tra 0 ed 1, si ottengono le seguenti nuove espressioni in termini di differenze finite:

$$f(x,t) \approx \theta_s \theta_t f_{i+1}^{j+1} + (1 - \theta_s) \theta_t f_i^{j+1} + \theta_s (1 - \theta_t) f_{i+1}^j + (1 - \theta_s) (1 - \theta_t) f_i^j \quad (30)$$

$$\frac{\partial f(x,t)}{\partial x} \approx \theta_t \frac{f_{i+1}^{j+1} - f_i^{j+1}}{\Delta s} + (1 - \theta_t) \frac{f_{i+1}^j - f_i^j}{\Delta s} \quad (31)$$

$$\frac{\partial f(x,t)}{\partial t} \approx \theta_s \frac{f_{i+1}^{j+1} - f_{i+1}^j}{\Delta t} + (1 - \theta_s) \frac{f_i^{j+1} - f_i^j}{\Delta t} \quad (32)$$

Dove

$f(x,t)$ è la variabile idraulica funzione dell'ascissa longitudinale x e del tempo t , θ_s e θ_t sono i fattori di peso spaziale e temporale rispettivamente, Δs e Δt sono gli intervalli spaziale e temporale rispettivamente, i e j sono i pedici indicanti il livello spaziale cioè il punto computazionale (1,2,...,N) ed il livello temporale rispettivamente.

Pesi spaziali e temporali posti pari all'unità corrispondono a schematizzazioni in avanti (forward) nello spazio e/o nel tempo. Pesi nulli corrispondono, invece, a schematizzazioni all'indietro (backward). Se θt è posto uguale a zero si ottengono schemi espliciti (incognite nelle sole derivate temporali). Gli schemi di comune impiego adottano $\theta_s=0.5$ e $\theta_t \geq 0.5$; essi sono impliciti e incondizionatamente stabili.

Ponendo $\theta_s=0.5$ e $\theta_t = \theta$, si ottengono le espressioni:

$$f(x, t) \approx \frac{\theta}{2} (f_{i+1}^{j+1} + f_i^{j+1}) + \frac{(1-\theta)}{2} (f_{i+1}^j + f_i^j) \quad (33)$$

$$\frac{\partial f(x, t)}{\partial x} \approx \theta \frac{(f_{i+1}^{j+1} - f_i^{j+1})}{\Delta x} + (1-\theta) \frac{(f_{i+1}^j - f_i^j)}{\Delta x} \quad (34)$$

$$\frac{\partial f(x, t)}{\partial t} \approx \frac{(f_{i+1}^{j+1} - f_{i+1}^j + f_i^{j+1} - f_i^j)}{2 \Delta t} \quad (35)$$

Le equazioni di Saint-Venant sono, quindi, riscrivibili attraverso le approssimazioni alle differenze finite. Esse risultano non lineari algebriche ottenute nelle incognite $Q(x,t)$ e $Z(x,t)$ e risolvibili con un metodo di tipo iterativo. HEC-RAS fa riferimento a quello di Newton-Raphson in cui le equazioni sono linearizzate attraverso la formulazione (Islam et al., 2008):

$$f(S^{k+1}) \approx f(S^k) + J(S^k) (S^{k+1} - S^k) \quad (36)$$

Dove

S è il vettore delle incognite $Q(x,t)$ e $Z(x,t)$, $J(S^k)$ è lo Jacobiano cioè la matrice di coefficienti delle derivate parziali prime della funzione $f(S)$ valutata a S^k , k è l'indice di iterazione.

La procedura iterativa determina S^{k+1} fino a quando l'errore residuale è ridotto a zero:

$$J(S^k) (S^k - S^{k+1}) = f(S^k) \quad (37)$$

Il sistema di equazioni riassunto nell'ultima formulazione è risolto in successione per: $\Delta S^k = (S^k - S^{k+1})$. Le interazioni continuano fino a quando si ottiene convergenza per il desiderato limite di tolleranza.

Secondo la procedura descritta, le equazioni di Saint-Venant si riscrivono come equazioni linearizzate:

$$Cu_1 \Delta Q_j + Du_1 \Delta Z_j + Eu_1 \Delta Q_{j+1} + Fu_1 \Delta Z_{j+1} = G_{u1} \quad (38)$$

$$Cu_2 \Delta Q_j + Du_2 \Delta Z_j + Eu_2 \Delta Q_{j+1} + Fu_2 \Delta Z_{j+1} = G_{u2} \quad (39)$$

Dove

Cu_1, Du_1, Eu_1, Fu_1 =coefficienti della matrice jacobiana corrispondente all'equazione di continuità

Cu_2, Du_2, Eu_2, Fu_2 =coefficienti della matrice jacobiana corrispondente all'equazione del momento

G_{u1} =residuo dell'equazione di continuità

G_{u2} =residuo dell'equazione del momento.

L'espansione delle due equazioni a N punti computazionali risulta in $2 \cdot (N-1)$ equazioni con $2 \cdot N$ incognite. Devono essere aggiunte, quindi, due condizioni al contorno che, nella modellazione di una corrente a superficie libera, si sintetizzano in: $Q(t)$ nel punto di monte, livello idrico in un determinato istante $Z(t)$, curva delle portate $Q=f(Z)$ o valore costante di altezza idrica nel punto di valle. Oltre alle condizioni al contorno la soluzione numerica delle equazioni di Saint-Venant richiede una specifica sui valori iniziali delle variabili incognite.

Le equazioni di Saint-Venant sono applicabili lungo ciascun tronco. Per altri elementi idraulici quali nodi, manufatti e dispositivi idraulici sono richieste due equazioni equivalenti (Tabella 7).

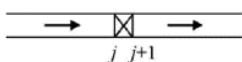
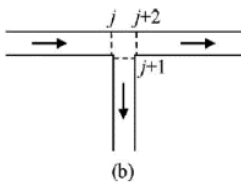
Equazione di continuità		
 (a)	 (b)	<div>Manufatti trasversali</div> <div>$Q_j = Q_{j+1}$</div> <div>(a)</div>
	<div>Manufatti di derivazione laterale</div> <div>$Q_j = Q_{j+1} + Q_{j+2}$</div> <div>(b)</div>	
Equazione del moto		
	<div>Manufatti di sbarramento</div> <div>$Q_{j+1} = f(Z_j, Z_{j+1})$</div>	
	<div>Manufatti a soglia/paratoia</div> <div>$Q_{j+1} = f(Z_j, Z_{j+1}, G_o)$</div> <div>Go=grado di apertura manufatto</div>	

Tabella 7. Equazioni di continuità e del moto per i più comuni manufatti presenti lungo i canali irrigui (Islam et al., 2008).

6. IL SOFTWARE DI MODELLAZIONE SIC²

6.1 INTRODUZIONE

La prima versione della logica di simulazione SIC² (Simulation Intégrée des Canaux et de leur Contrôle, <http://sic.g-eau.net/>) è stata sviluppata agli inizi degli anni '70 dal I.I.M.I. (International Irrigation Management Institute) su un canale irriguo situato entro la costa sud dello Sri Lanka (Kirindi Oya Right Bank Main Canal) come strumento di supporto decisionale per il gestore. Dato che l'applicazione risultò promettente, il centro di ricerca CEMAGREF (Centre National du Machinisme Agricole) decise di sviluppare una nuova versione di questo software che potesse essere applicabile al vasto panorama dei canali ad uso irriguo (Malaterre and Baume, 1997; Baume et al., 2005). La logica SIC² è stata e continua ad essere sviluppata dall'attuale centro di ricerca IRSTEA (Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et

l'agriculture) con sede a Montpellier (Francia) dal gruppo GHOST (Gestion Hydraulique, Optimisation et Supervision des Transferts d'Eau). Il software implementa la modellazione monodimensionale in regime subcritico. La logica SIC² è strutturata in quattro unità in seguito elencate.

- Unità topologica

In essa l'utente specifica i dati topologici e geometrici del sistema oggetto di studio.

- Unità di simulazione moto stazionario

SIC² consente di effettuare serie di simulazioni in moto stazionario secondo un intervallo temporale, condizioni al contorno (in termini di portata, di altezza idrica e di grado di apertura di eventuali manufatti trasversali) e caratterizzazione idraulica delle sezioni (coefficienti di scabrezza ed infiltrazione) specificati.

- Unità di simulazione moto transitorio

Basandosi sui risultati dell'unità di simulazione moto stazionario, si possono rappresentare scenari transitori le cui condizioni al contorno sono in funzione del tempo.

- Unità qualitativa

Sfruttando le unità di simulazione di moto, la logica prevede scenari qualitativi che descrivono processi di trasporto di costituenti, di sedimentazione e di crescita algale.

6.2 I MODULI COSTITUENTI IL SOFTWARE

6.2.1 Modulo geometrico

In SIC², una rete idrica è schematizzabile attraverso due elementi: nodo e tronco. Il primo viene definito ove si verifichi l'imposizione di una condizione al contorno (valori imposti di portata in ingresso o in uscita, valore fissato di altezza idrica, definizione di una relazione tra portata ed altezza idrica) o di un valore di perdita di carico. L'ingresso e l'uscita d'acqua rispetto alla rete può avvenire solo attraverso i nodi. Ogni tronco è obbligatoriamente definito dai due nodi alle estremità. La rete idrica deve essere tracciata secondo la direzione di flusso in regime di moto stazionario (da monte verso valle). La definizione e la descrizione delle sezioni trasversali devono essere presenti: in corrispondenza degli estremi di monte e di valle di ciascun tronco (in particolare, le ascisse longitudinali di queste due sezioni delimitano la lunghezza del tronco stesso) e ogni qualvolta si presenti un cambiamento di geometria o l'installazione di un manufatto trasversale. Per ciascuna sezione trasversale, sono esplicitate: l'ascissa longitudinale, il tipo di alveo (principale o secondario), il profilo trasversale (per sezioni aperte o chiuse) e la singolarità (si definisce "singular cross section" una sezione in cui sia presente un manufatto trasversale caratterizzabile).

Il profilo longitudinale della rete irrigua viene visualizzato per il controllo della consistenza topologica che consiste nel verificare la quotatura del fondo per i vari tronchi. Prima dell'inserimento dei dati idraulici, viene creata una mesh geometrica attraverso il processore TALWEG. Essa consente di interpolare le sezioni che saranno considerate come “sezioni dati” durante il processo di simulazione. In automatico vengono, quindi, definite le pendenze locali del fondo su tutta la rete.

6.2.2 Modulo Project Explorer

La finestra *Project Explorer* consente la navigazione tra le diverse unità di SIC² (geometria, caratterizzazione idraulica delle simulazioni e visualizzazione dei risultati) ma soprattutto la gestione dei diversi scenari idraulici e le loro varianti.

Quando si crea uno scenario di simulazione, in primo luogo, vengono definiti i valori del coefficiente di scabrezza dei tronchi costituenti la rete irrigua. Nella versione inglese, esso è espresso come coefficiente di Manning (n) per alveo principale e, eventualmente, secondario.

Per poter svolgere una simulazione in regime di moto stazionario (FLUVIA), devono essere definite: condizioni iniziali per ciascun tronco e condizioni al contorno. Per quanto riguarda le prime, lo scenario idraulico deve risultare consistente cioè i valori delle portate iniziali sono verificati essere positivi in tutti i tronchi della rete idrica. Questa condizione è necessaria per il calcolo in regime di moto stazionario mentre non vincolante in regime di moto transitorio. Esso infatti assume i risultati in regime stazionario come condizioni iniziali. Per quanto riguarda le seconde, sono imponibili valori fissi o variabili nel tempo. In quest'ultimo caso i metodi di interpolazione temporale sono due: step (il valore imposto è mantenuto costante fino alla definizione di uno successivo) e ramp (due valori, uno successivo all'altro, sono interpolati linearmente). Le condizioni al contorno riguardano sia i nodi interni sia i nodi alle estremità di monte e di valle. I primi rappresentano i punti di derivazione irrigua (offtakes) e la caratterizzazione avviene in termini di valori di portata (Q) o di altezza idrica $Q(Z)$ che si verifica a valle del punto. Per il nodo all'estremità di monte, la condizione al contorno deve essere tale che il flusso si verifichi correttamente entro la rete. Essa è esprimibile in termini di portata imposta ($Q(t)$) con valori positivi o nulli o di altezza idrica imposta ($Z(t)$) con valori che richiedono una portata positiva tenendo in considerazione la caratterizzazione topografica ed idraulica della rete. In regime di moto stazionario, la definizione delle condizioni al contorno di monte in termini di altezza idrica è disponibile dalla versione 5.27 di SIC². L'imposizione delle condizioni al contorno di valle è necessaria per il calcolo del profilo idrico poiché il regime è subcritico. Essa prevede di fissare i

valori di altezza idrica in modo esplicito ($Z(t)$) o di calcolarli attraverso una scala delle portate ($Q(Z)$).

Durante una simulazione in regime di moto stazionario, vengono eseguiti: calcolo del profilo idrico, raccolta dei risultati delle variabili idrauliche selezionate, schermata di eventuali messaggi di avvertimento o errore e scrittura di un .log file contenente i dettagli degli eventuali errori. Le variabili idrauliche sono definite attraverso un'apposita tabella di scelta. Esse sono, ad esempio, portata, altezza idrica, velocità, perimetro ed area bagnati e carico totale. Per manufatti trasversali, interessante risulta essere la condizione di ingresso a flusso sommerso o a vena libera.

Per le simulazioni in regime di moto transitorio il processore SIRENE prevede: calcolo del profilo idrico longitudinale, raccolta dei risultati delle variabili di interesse e schermata di eventuali avvertimenti od errori durante in processo. In questo caso, le condizioni al contorno di valle sono tutte possibili.

Alcune variabili possono essere definite come parametrizzabili. Si assegna loro: un valore, una denominazione (X_1, X_2, \dots, X_n) ed un valore leggibile in un .par file. La generazione dei nomi risulta automatica con la lettera X ed un numero progressivo. Il .par file viene creato e salvato in automatico quando si procede al salvataggio del .xml file cioè del file completo del progetto. Esso può essere modificato manualmente o automaticamente con un programma di calcolo esterno (ad esempio, Matlab® o R®) controllando le simulazioni attraverso la modifica delle variabili idrauliche parametrizzate presenti. Il principale utilizzo prevede lo svolgimento di sequenze di calcolo automatico per le analisi di sensitività o per i processi di ottimizzazione e calibrazione. Il formato del .par file prevede: righe di commento che inizino con il simbolo //, righe per la definizione dei valori delle variabili parametrizzate che inizino con X_1, X_2, \dots, X_n e righe che esplicitino dove agiscono le variabili parametrizzate rispetto alla rete idrica con L_1, L_2, \dots, L_n .

Il software prevede, inoltre, una sezione dedicata alla regolazione. In particolare, si ha la possibilità di definire un set di regolatori (controllers) che operano simultaneamente durante la simulazione. L'obiettivo della sezione è, da un lato, definire i punti di misura (variabili misurate Z), di controllo (variabili controllate Y) e di controllo d'azione (variabili di controllo d'azione U) e, dall'altro lato, specificare il metodo di regolazione agente. Si approfondiranno in seguito i regolatori BOLST e PRINT poiché utili per la trattazione del presente caso studio. Il primo prevede di imporre valori variabili nel tempo di U utilizzando un .txt file. Essi sono indicati concordemente al tempo ma non necessariamente ad intervalli regolari poiché, in questo caso, possono essere interpolati. Il .txt file contiene le indicazioni temporali nella prima colonna e i valori delle variabili U nell'ultima. Il formato di scrittura è particolarmente rigido poiché si basa su FORTRAN®. Per configurare un

regolatore BOLST in SIC² si devono: selezionare il modulo dalla lista disponibile, scegliere il comando delle variabili U e definire i parametri specifici. PRINT non opera nessun calcolo sulle variabili ma permette la stampa dei loro valori durante le simulazioni su un file separato di testo LST. Quest'ultimo è strutturato a colonne: le prime due contengono indicazioni sul tempo di simulazione mentre le successive i valori delle variabili U, Y e Z specificate. La frequenza di scrittura deve essere impostata dall'utente.

I parametri per il calcolo e la scrittura dei risultati sono definibili in: tempo (parametri temporali di simulazione: inizio e fine ed intervallo temporale per il calcolo; parametri temporali di scrittura: inizio e frequenza di scrittura), settaggi di calcolo per i regimi stazionario e transitorio e settaggi di scrittura dei risultati. Questi ultimi possono essere visualizzati in diverso modo: profilo longitudinale di flusso in una porzione di rete selezionata, elenco dei valori delle variabili idrauliche selezionate per tutti gli elementi di uno stesso tipo nel tempo (ad esempio, sezioni trasversali, “singular cross sections” e nodi) oppure dei valori delle variabili idrauliche selezionate per un solo elemento nel tempo.

6.2.3 Modulo qualitativo

Il modulo ALGEQUEAU prevede la creazione di scenari qualitativi quali varianti di quelli idraulici FLUVIA e SIRENE. Durante il periodo 2007-2010, esso è stato inizialmente sviluppato per la sola modellazione della crescita algale nei canali irrigui grazie al finanziamento della French National Research Agency (ANR) e successivamente ampliato con le sezioni dedicate ai costituenti e ai sedimenti. Per ogni scenario idraulico è prevista, al massimo, una sola variante qualitativa gestibile attraverso la finestra *Project Explorer*. In primo luogo, essa richiede la definizione delle classi di qualità. Queste ultime sono divisibili in: “drift classes” e “fix classes”. Le prime comprendono tutti i parametri fisici, chimici e biologici che sono trasportati dall'acqua ed i cui meccanismi sono governati da leggi di scambio e di trasporto. Alcuni esempi sono: temperatura (°C), nutrienti/costituenti (mg/L), componente algale sospesa (kg/m³) e sedimenti (g/m³). Con “fix classes”, invece, si intendono parametri qualitativi soggetti a leggi unicamente definite dall'utente. Esempi sono: densità lineare delle alghe fisse (kg/m) e densità lineare dei sedimenti sul fondo (m³/m). Il modulo qualitativo prevede il calcolo del trasporto lungo il corso d'acqua di: temperatura, nutrienti/costituenti e componente algale. Inoltre, per ciascuna sezione, vengono quantificati gli scambi tra classi e, per ciascun nodo, la ripartizione delle classi a valle. Per “drift classes” sono da definire le condizioni al contorno. Dato che le quantità simulate sono trasportate da monte verso valle, i valori delle loro concentrazioni di input risultano necessari. In particolare, devono essere

specificati: struttura su cui si interviene (tronco, manufatto trasversale, nodo interno o di monte), parametro qualitativo e classe di appartenenza. Per “drift classes”, inoltre, deve essere definito un set di leggi di scambio per la modellazione delle interazioni. Per “fix classes” sono imposte le condizioni iniziali con le stesse modalità utilizzate per il coefficiente di scabrezza del modulo idraulico. In particolare, vengono specificati i valori per le estremità di ciascun tronco. I parametri meteorologici sono definibili come costanti o variabili nel tempo. Essi sono: temperatura e umidità dell’aria, albedo, radiazione solare e velocità del vento. Attraverso la definizione di una maschera di coefficienti che variano da 0 ad 1, viene considerato l’effetto dovuto ad eventuali coperture (ad esempio, passaggi tombinati) o zone d’ombra. Essi sono costanti e non subiscono variazioni rispetto all’angolo di inclinazione solare durante ogni singolo giorno.

6.3 I CONCETTI TEORICI E LE EQUAZIONI IMPLEMENTATE

6.3.1 Definizioni topologica e geometrica

La modellazione idraulica della rete richiede la valutazione delle informazioni topologiche e geometriche.

La topologia è ottenuta attraverso il tracciamento della rete in modo manuale avendo un’immagine come background (ad esempio, immagini satellitari esportate da Google Earth®).

La geometria della rete, essendo i canali ad uso irriguo solitamente sistemi monodimensionali, è definita attraverso le sezioni trasversali. Le informazioni riguardanti queste ultime possono essere disponibili da progetto oppure da rilievo topografico. Se la distanza tra due sezioni consecutive di geometria nota risulta maggiore dell’intervallo spaziale impostato per la computazione, vengono introdotte ed interpolate sezioni fittizie che rispettino tale intervallo. Tale operazione è svolta considerando un valore costante di altezza idrica. Quando per una stessa ascissa longitudinale x si verificano contemporaneamente due sezioni (ad esempio, all’imbocco di un passaggio tombinato) entrambe vengono considerate sezioni computazionali. Affinché una simulazione possa essere eseguita, deve essere definito un valore iniziale di portata all’estremo a monte del sistema. Esso deve risultare compatibile con la condizione di continuità di portata ai nodi. In corrispondenza di ciascun nodo interno di distribuzione, l’altezza idrica è calcolata come media delle altezze dei rami che si dipartono da esso. Per una porzione i -esima del tronco selezionato delimitata da due sezioni, l’altezza Z_j^i (nella sezione di monte j) è calcolata conoscendo l’altezza Z_{j+1}^i (nella sezione di valle $j+1$) e la portata Q_j^i fluente nella sezione j .

Viene, quindi, risolta numericamente l'equazione così scritta:

$$f(Z_j^i, Z_{j+1}^i, Q_j^i) = 0 \quad (40)$$

Le variabili per ciascuna porzione i-esima sono tre: la portata entro il tronco ΔQ_i e le altezze d'acqua alle estremità di monte e a valle (ΔZ_{il} e ΔZ_{in} rispettivamente).

Considerando un sistema complesso di rete per il quale, al lancio di una simulazione, i tronchi siano N, è da risolvere il sistema lineare formato da $3 \cdot N$ equazioni. Se esse vengono scritte in modo oculato, si possono individuare blocchi di dimensioni N x N che compaiono in:

$$\begin{pmatrix} A & B & 0 \\ D & I & F \\ G & H & I \end{pmatrix} \begin{pmatrix} \Delta Q \\ \Delta Z_l \\ \Delta Z_n \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} C1 \\ C2 \\ C3 \end{pmatrix} \quad (41)$$

Si noti come l'espressione sia traducibile in prodotto tra matrice e vettore restituente una costante:

$$M V = K \quad (42)$$

Per poter ottenere i valori di altezza idrica per ciascuna sezione trasversale, è necessaria la correlazione tra le portate. Pertanto, le variabili direttamente determinabili sono ΔQ . Esse sono collocate nella prima riga nel sistema occupando il blocco A. Le equazioni di continuità in termini di portata sono riferite ai nodi interni. Le relazioni di uguaglianza tra le altezze idriche in corrispondenza di tali nodi occupano i blocchi B e C1. Le equazioni di condensazione sono collocate nella seconda linea del sistema. Le condizioni al nodo di valle del sistema e le relazioni di uguaglianza tra le altezze idriche di monte e valle ai nodi che non si configurano come punti di imposizione di condizioni al contorno, sono collocate in corrispondenza della terza linea del sistema. D ed F sono matrici diagonali, I è la matrice identità, H è la matrice triangolare superiore con diagonale principale nulla. Essendo il flusso subcritico, esso è governato dalla condizione di valle. Pertanto, il calcolo del profilo della superficie dell'acqua procede da valle verso monte.

Moltiplicando l'espressione data dall'Equazione 42 per un'opportuna matrice P, si ottiene:

$$(P M) V = P K \quad (43)$$

Il sistema è di N equazioni nella variabile ΔQ :

$$A_0 \Delta Q = C_0 \quad (44)$$

Dove

$$A_0 = A - B D + \chi_0 (H D - G) \quad (45)$$

$$C_0 = C_1 - \chi_0 C_3$$

$$\chi_0 = B F \chi_1^{-1}$$

$$\chi_1 = H F - I$$

Il metodo viene applicato se χ_1 è una matrice invertibile. Essa può essere trasformata in una matrice triangolare superiore con diagonale unitaria. Quindi, χ_1 può essere invertita attraverso il metodo Gauss-Jordan.

6.3.2 Implementazione delle simulazioni in regime di moto stazionario e transitorio

Per descrivere il comportamento dinamico dell'acqua (portate ed altezze idriche) SIC² utilizza le equazioni 1-D della barra di Saint-Venant. Esse vengono risolte numericamente dopo essere state discretizzate nel tempo (Δt intervallo temporale) e nello spazio (Δx intervallo spaziale) attraverso lo schema implicito alle differenze finite di Preissmann in cui il coefficiente θ è settato 0.6. L'intervallo computazionale temporale (Δt) può essere imposto con valori nel range 0.01-999.99 min (valore di default 10 min). L'intervallo computazionale spaziale (Δx) può, anch'esso, essere scelto dall'utente con valore di default pari a 200 m. Le equazioni di Saint-Venant sono completate dalle condizioni al contorno interne ed esterne.

L'equazione del profilo idrico non può essere applicata ai manufatti. Ad esempio, l'equazione del flusso attraverso una saracinesca è esprimibile come:

$$Q = C_d \sqrt{2g} L u \sqrt{Z_{up} - Z_{dn}} \quad (46)$$

Dove

Q è la portata transitante attraverso il manufatto (m^3/s), C_d è il coefficiente di portata della saracinesca (-), L è la larghezza della saracinesca (m), u è l'apertura della saracinesca (m) e Z_{up} (e rispettivamente Z_{dn}) è l'altezza idrica a monte (e a valle) della saracinesca (m), g è l'accelerazione di gravità (m/s^2).

Equazioni più complesse sono utilizzate per rappresentare le differenti condizioni di flusso e mantenerne la continuità (ad esempio, passaggio da flusso a vena libera a flusso sommerso o, in un passaggio tombinato, da funzionamento a superficie libera ad in pressione o viceversa).

L'altezza idrica in corrispondenza di una "singular cross section" è calcolata tenendo conto che il valore di flusso risultante è uguale alla somma dei contributi attraverso ogni singolo elemento presente:

$$\sum_{k=1}^n f_k(Z_i, Z_j) = Q \quad (47)$$

Dove

Q è la portata complessiva (m^3/s), $f_k(Z_i, Z_j)$ è la legge di portata per l'elemento k in cui Z_i e Z_j sono rispettivamente le altezze idriche delle sezioni a valle e a monte rispetto alla sezione in esame (m), n è il numero di elementi presenti nella selezionata "singular cross section" (-).

I prelievi laterali corrispondono alle derivazioni irrigue. In termini modellistici, quindi, essi sono rappresentati come nodi interni soggetti alle stesse leggi idrauliche delle infrastrutture idrauliche. L'originalità dell'approccio risiede nel poter considerare una possibile influenza delle condizioni a valle del prelievo. Con particolare riferimento al regime di moto stazionario, è possibile calcolare il grado di apertura di un certo manufatto (ad esempio, una paratoia) essendo noto il valore di portata prelevato.

Considerando il regime di moto stazionario, in SIC² è previsto lo svolgimento di simulazioni solo per flusso monodimensionale in condizioni subcritiche. Avendo diviso la rete idrica in tronchi omogenei delimitati alle estremità da nodi, il problema viene ricondotto al calcolo del profilo idrico per ognuno di essi.

Considerando il regime di moto transitorio, il profilo idrico viene calcolato su ogni singolo tronco omogeneo. Successivamente, è esaminata la risoluzione del problema sull'intero sistema idraulico. Sono descritti i soli fenomeni di transitorio non bruschi; ciò significa che la propagazione di un'onda non può essere simulata. La condizione iniziale è rappresentata dal profilo idrico ottenuto dal regime di moto stazionario.

6.3.3 Implementazione delle simulazioni qualitative

Classi di qualità

Per una rete idrica, le caratteristiche qualitative in ogni punto sono date dal vettore:

$$C(x, t) = \begin{pmatrix} C_1(x, t) \\ C_2(x, t) \\ C_k(x, t) \\ \vdots \\ C_n(x, t) \end{pmatrix} \quad (48)$$

Dove

C_k indica la k-esima classe di qualità. Essa può essere: temperatura (°C), concentrazione di nutriente/costituente (mg/l), concentrazione della componente algale sospesa (kg/m³), densità lineare delle alghe fisse (kg/m), concentrazione di sedimenti sospesi (g/m³) e densità lineare dei sedimenti sul fondo (m³/m).

Equazione del trasporto advettivo-diffusivo

Per la k-esima classe di qualità, l'equazione di trasporto implementata è quella "advettivo-diffusiva di reazione" (Equazione 20).

Considerando la classe C_k si otterrà quindi:

$$\frac{\partial S C_k}{\partial t} + \frac{\partial Q C_k}{\partial x} = \frac{\partial (D S \frac{\partial C_k}{\partial x})}{\partial x} + S E_k \quad (49)$$

Dove

C_k è la k-esima classe di qualità $[C_k]$, S è l'area bagnata (L^2), Q è la portata (L^3/T), D è il coefficiente di diffusione (L^2/T) e E_k è la frazione di scambio ($[C_k]/T$ con $[C_k]$ unità di misura della classe qualitativa C_k), x è l'ascissa longitudinale (L), t è il tempo (T).

Se C_k rientra in “fix classes”, applicando la definizione di derivata totale, l'equazione si riduce a:

$$\frac{dC_k}{dt}(x, t) = E_k \quad (50)$$

Il k-esimo vettore della frazione di scambio è calcolato considerando quello di tutte le classi C e quello di alcuni parametri p :

$$E_k = F_k(C, p) \quad (51)$$

Dove

F_k funzione che somma i contributi di tutte le formule di scambio che interessano C_k .

Equazione di bilancio al nodo

L'elemento “nodo” rappresenta l'estremità di valle per tronchi in entrata, l'estremità di monte per quelli in uscita e un possibile punto di prelievo o di apporto. Esso, inoltre, può trovarsi collegato ad un serbatoio. In corrispondenza di un nodo, l'entrata o l'uscita d'acqua avvengono attraverso offtakes (Q_p) e tronchi (Q_b). La prima si verifica quando è soddisfatta una delle seguenti condizioni:

$$Q_p > 0 \quad (\text{per offtakes}) \quad (52)$$

$$s_b Q_b > 0 \quad (\text{per tronchi})$$

Dove

Q_p e Q_b sono le portate in entrata da offtakes e da tronchi rispettivamente (L^3/T).

I tronchi forniscono la direzione invariabile del flusso concordemente con la topologia: $s_b=1$ per tronco in entrata al nodo e $s_b=-1$ per tronco in uscita. Q_b risulta positiva se il flusso è concorde in verso alla direzione topologica e negativa in caso contrario. L'uscita da un nodo si verifica quando:

$$Q_p < 0 \quad (\text{per offtakes}) \quad (53)$$

$$s_b Q_b < 0 \quad (\text{per tronchi})$$

Dove

Q_p e Q_b sono le portate in entrata da offtakes e da tronchi rispettivamente (L^3/T).

L'equazione di conservazione della massa per la classe di qualità considerata in corrispondenza di un nodo (m_{nd}) è data da:

$$\frac{dm_{nd}}{dt} = \sum_{s_b Q_b > 0} C_b s_b Q_b + \sum_{s_b Q_b < 0} k_b s_b Q_b C_{nd} + \sum_{Q_p > 0} C_p Q_p + \sum_{Q_p < 0} k_p Q_p C_{nd} + \quad (54)$$

$$-k_{inf} S_{cas} C_{nd} v_{inf} + V_{cas} E(t, C_{nd})$$

Con

$$\frac{dm_{nd}}{dt} = \frac{d(C_{nd} V_{cas})}{dt} = \frac{dV_{cas}}{dt} C_{nd} + \frac{dC_{nd}}{dt} V_{cas} \quad (55)$$

l'equazione restituisce:

$$\sum_{s_b Q_b > 0} C_b s_b Q_b + \sum_{Q_p > 0} C_p Q_p + V_{cas} (E(t, C_{nd}) - \frac{dC_{nd}}{dt}) + \quad (56)$$

$$+ C_{nd} \left[\sum_{s_b Q_b < 0} k_b s_b Q_b + \sum_{Q_p < 0} k_p Q_p - k_{inf} S_{cas} v_{inf} - \frac{dV_{cas}}{dt} \right] = 0$$

Dove

C_b e C_p sono le concentrazioni in entrata della classe di qualità esaminata da offtakes e da tronchi rispettivamente (M/L^3), C_{nd} è la concentrazione attuale della classe di qualità al nodo (M/L^3), S_{cas} , v_{inf} e V_{cas} sono l'area di immagazzinamento (L^2), la velocità di infiltrazione (L/T) e il volume (L^3) dell'eventuale serbatoio collegato al nodo rispettivamente, Q_p e Q_b sono le portate in entrata da offtakes e da tronchi rispettivamente (L^3/T).

Per il serbatoio collegato al nodo valgono le seguenti relazioni:

$$C_{inf} = k_{inf} C_{nd} \quad (57)$$

$$Q_{inf} = S_{cas} v_{inf}$$

Le concentrazioni al nodo e serbatoio sono poste uguali. Per una classe, l'accumulo in serbatoio è:

$$m_{cas} = V_{cas} C_{nd} \quad (58)$$

$$Q_{cas} = S_{cas} \frac{dZ_{nd}}{dt}$$

Dove

Z_{nd} è l'altezza idrica nel serbatoio (L).

Considerando le uscite, sono determinabili i valori dei coefficienti di distribuzione k (k_b , k_p , k_{inf}).

- Omogeneità delle uscite

Tutti i coefficienti k sono posti uguali a 1. Qualsiasi sia l'evoluzione del flusso e delle concentrazioni, l'equazione di conservazione della massa è utilizzata per calcolare la concentrazione in corrispondenza delle uscite.

- Disomogeneità delle uscite e presenza di un serbatoio

Le concentrazioni in entrata e in uscita al serbatoio assicurano la conservazione della massa al nodo.

- Disomogeneità delle uscite ed assenza di un serbatoio

I coefficienti k sono forniti dall'utente come fissi o modificabili (sempre rimanendo positivi). In questo secondo caso, essi garantiscono la validità della condizione di conservazione della massa. Se il coefficiente di distribuzione è fisso:

$$C_b = C_{nd} k_b \quad (59)$$

Invece, se il coefficiente di distribuzione è modificabile si ottiene:

$$C_b = C_{nd} k_b k_a \quad (60)$$

Calcolo in regime di moto stazionario

Se tutte le portate risultano positive, seguendo la direzione topologica monte-valle data dal modulo TALWEG, il calcolo viene descritto a livello di sezione attraverso l'equazione "advettivo-diffusiva di reazione". Trascurando la componente diffusiva, essa si riduce a:

$$\frac{dC}{dx} Q = E(x, C) S \quad (61)$$

Dove

C è la concentrazione della classe di qualità esaminata (M/L^3), S è l'area bagnata (L^2), Q è la portata (L^3/T), E è la frazione di scambio ($(M/L^3)/T$), x è l'ascissa longitudinale (L).

A livello numerico, per la risoluzione, si ricorre al metodo del quarto ordine di Runge-Kutta.

Per ogni nodo, l'equazione di continuità risulta:

$$\sum_{s_b Q_b > 0} C_b s_b Q_b + \sum_{Q_p > 0} C_p Q_p + V_{cas} E(C_{nd}) + C_{nd} \left[\sum_{s_b Q_b < 0} k_b s_b Q_b + \sum_{Q_p < 0} k_p Q_p - k_{inf} S_{cas} v_{inf} \right] = 0 \quad (62)$$

A livello numerico, essa è risolta con il metodo di Newton secondo cui all' i -esima iterazione:

$$(C_{nd}^i) = 0 \quad (63)$$

Per nodo senza serbatoio, la concentrazione è calcolata come media ponderata di quelle in ingresso.

Calcolo in regime di moto transitorio

Il calcolo è svolto a livello di sezione con l'equazione "advettivo-diffusiva di reazione". Trascurando la componente diffusiva, essa risulta:

$$\frac{\partial C}{\partial t} S + \frac{\partial C}{\partial x} Q = E(x, t, C) S \quad (64)$$

Dove

C è la concentrazione della classe di qualità esaminata (M/L^3), S è l'area bagnata (L^2), Q è la portata (L^3/T), E è la frazione di scambio ($(M/L^3)/T$), x è l'ascissa longitudinale (L), t è il tempo (T).

A livello numerico, si ricorre alla discretizzazione con lo schema di Preissmann. Considerando la sezione j+1 e il tempo t+1, l'equazione può essere riscritta come:

$$F(C_{j+1}^{k+1}) = 0 \quad (65)$$

Dove

C_j^{k+1} rappresenta la condizione di contorno di monte.

La risoluzione avviene attraverso il metodo del gradiente coniugato.

L'equazione del trasporto advettivo-diffusivo per "fix classes" risulta:

$$\frac{\partial C_k}{\partial t}(x, t) = E_k(x, t) \quad (66)$$

La discretizzazione nel tempo per $j+1=t+\Delta t$ di questa equazione è data dal metodo semi-implicito di Eulero.

Per ogni nodo, l'equazione di continuità è integrabile tra t e t+Δt e risulta:

$$\begin{aligned} & \int_t^{t+\Delta t} \left(\sum_{s_b Q_b > 0} C_b s_b Q_b + \sum_{Q_p > 0} C_p Q_p + V_{Cas} E(t, C_{nd}) \right) dt - \int_{C_{nd}}^{C_{nd}+\Delta C_{nd}} V_{Cas} dC_{nd} + \\ & + \int_t^{t+\Delta t} \left(C_{nd} \left[\sum_{s_b Q_b < 0} k_b s_b Q_b + \sum_{Q_p < 0} k_p Q_p - k_{inf} S_{cas} v_{inf} \right] \right) dt + \\ & - \int_{V_{Cas}}^{V_{Cas}+\Delta V_{Cas}} C_{nd} dV_{Cas} = 0 \end{aligned} \quad (67)$$

L'integrale è calcolato utilizzando la formula della regola trapezia per la quale il termine sorgente E rimane l'unico non lineare. Per il calcolo di un nodo senza serbatoio, l'equazione risultante è lineare ed il risultato esatto è ottenuto attraverso una sola iterazione con il metodo di Newton. Se i coefficienti k sono eterogenei, essi sono modificati per assicurare il bilancio di massa al nodo.

Legge di evoluzione della temperatura

Il valore di temperatura (T) in un qualunque punto della rete idrica è calcolato in funzione di quello a monte e dello scambio termico tra atmosfera e substrato idrico.

L'equazione generica è:

$$\frac{\partial S T}{\partial t} + \frac{\partial Q T}{\partial x} = \frac{\partial \left(D S \frac{\partial T}{\partial x} \right)}{\partial x} + S E_T \quad (68)$$

Dove

T è la temperatura (°C), S è l'area bagnata (L^2), Q è la portata (L^3/T), D è il coefficiente di diffusione (L^2/T), E_T è la frazione di scambio ($^\circ C/T$) data da quella di calore P (W/L^2), x è l'ascissa longitudinale (L), t è il tempo (T).

Per una colonna d'acqua di larghezza δx , il bilancio di energia è:

$$\rho S \delta x c_p E_T = P L_m \delta x \quad (69)$$

Dove

ρ e c_p sono la densità (kg/m^3) e la capacità termica ($\text{J/(kg } ^\circ\text{C)}$) dell'acqua rispettivamente, δx è la larghezza della colonna d'acqua (m), E_T è la frazione di scambio ($^\circ\text{C/s}$), P è il potere calorifico per unità di area (W/m^2), L_m è la larghezza della sezione trasversale del corpo idrico (m).

Il potere calorifico per unità di area P è ottenuto dal bilancio termico seguente:

$$P = (1 - C_m) ((1 - a) R_N + R_a - R_e - H_s - H_e) \quad (70)$$

Dove

P è il potere calorifico per unità di area (W/m^2), C_m è un coefficiente di maschera (-) funzione dell'ascissa che considera la presenza di un'eventuale copertura (passaggi tombinati) od ombra, a è l'albedo (-) che per l'acqua assume valore di 0.03, R_N è la radiazione solare (W/m^2), R_a è la radiazione atmosferica (W/m^2), R_e è la radiazione dell'acqua (W/m^2), H_s e H_e sono i flussi di calore (W/m^2) sensibile e latente rispettivamente.

R_N è dato misurato. R_a è ottenuta dalla formula di Stefan Boltzmann (1884) considerando il riverbero dell'acqua, la copertura nuvolosa e l'umidità relativa dell'aria. Sono determinate la pressione di vapore all'equilibrio e quella a valori di temperatura ed umidità noti:

$$e_s = 101300 \exp \left(13.7 - \frac{5120}{273.15 + T_a} \right) \quad (71)$$

$$e_a = w_a e_s$$

$$c_a = 1.24 (1 - a) \left(\frac{e_a / 100}{273.15 + T_a} \right)^{1/7}$$

$$R_a = c_a \sigma (273.15 + T_a)^4$$

Dove

R_a è la radiazione atmosferica (W/m^2), e_s è la pressione di vapore all'equilibrio (Pa), T_a è la temperatura dell'aria ($^\circ\text{C}$), w_a è l'umidità relativa dell'aria (-) (con valori nell'intervallo 0-1), e_a è la pressione (Pa) alla temperatura T_a e all'umidità w_a , σ è la costante di Stefan-Boltzmann pari a $5.67 \cdot 10^{-8} \text{ W/(m}^2 \text{ K}^4\text{)}$.

R_e è data dalla formula:

$$R_e = \epsilon \sigma (273.15 + T_e)^4 \quad (72)$$

Dove

R_e è la radiazione dell'acqua (W/m^2), ϵ è l'emissività dell'acqua (-) pari a 0.97 e T_e è la temperatura dell'acqua ($^\circ\text{C}$).

H_s dipende dal gradiente termico tra aria ed acqua e dalla velocità del vento (De Bruin, 1984):

$$H_s = C_B f_V (T_e - T_a) \quad f_V = 0.029 + 0.021 U_V \quad (73)$$

Dove

H_s è il flusso di calore sensibile ($\text{W/(m}^2 \text{ Pa)}$), U_V è la velocità del vento (m/s) e C_B è il coefficiente di Bowen pari a 63 $\text{Pa/}^\circ\text{C}$.

H_e è dato dalla formulazione:

$$H_e = f_V (e_s - e_a) \quad (74)$$

Dove

H_e è il flusso di calore latente (W/(m² Pa)).

Leggi di scambio

Una legge di scambio modifica una o più classi di qualità sulla base dei parametri, delle variabili idrauliche e delle possibili concentrazioni di altre classi di qualità specificati. I termini di scambio sono calcolati come:

$$(E_{k_1}^i, \dots, E_{k_n}^i) = L^i(C_{k_1}, \dots, C_{k_n}, p_1, \dots, V, h, \dots) \quad (75)$$

Il termine di scambio della k-esima classe di qualità è dato dalla somma di tutti quelli presenti nelle leggi in cui essa compare:

$$E_k = E_k^{i_1} + E_k^{i_2} + \dots + E_k^{i_n} \quad (76)$$

Legge crescita/decadimento esponenziale a coefficienti fissi

Tale legge permette di ottenere l'evoluzione nel tempo di una data classe di qualità in funzione di un'altra classe o della stessa e di due coefficienti fissi k e αk :

$$\frac{dC_j}{dt} = -k C_i^{\alpha k} \quad (77)$$

Le classi attive quindi sono due: C_j (classe qualitativa modificata dalla legge) e C_i (classe parametro della legge) mentre i parametri sono: k (coefficiente di reazione) e αk (ordine di reazione).

Nel caso di soluto caratterizzato da una cinetica del primo ordine ($\alpha k=1$) e tale per cui $C_j=C_i$, l'equazione implementata è:

$$\frac{dC_i}{dt} = -k_i C_i \quad (78)$$

Dove

C_i è la concentrazione della classe del soluto esaminata (M/L³), k_i è il coefficiente di reazione di decadimento o di crescita (1/T), t è il tempo (T).

SEZIONE C-MATERIALI E METODI

7. IL CASO STUDIO

7.1 LA DESCRIZIONE DEL CASO STUDIO

Il CER è schematizzabile come una sequenza di “pools” cioè di tronchi/segmenti tra loro pseudo-indipendenti (Bolea et al., 2014). In corrispondenza di ogni estremo è collocato un idrometro; in particolare, i valori di altezza idrica misurati sono condizione necessaria e sufficiente per la quantificazione delle portate transitanti lungo l’asta.

L’approccio metodologico multi-disciplinare è elaborato su un tronco relativamente semplice in termini geometrici ed idraulici, caratterizzato da un numero significativo di punti di misura i cui dati presentano una buona accuratezza. Successivamente, esso è applicato ad una realtà più complessa in termini di configurazione e carente in termini di disponibilità e accuratezza delle misure idrometriche al fine di verificare l’applicabilità e le performances.

Per poter individuare il caso studio, sono valutati: i dati riferiti alle derivazioni irrigue e la collocazione dei punti di campionamento di qualità. I primi hanno portato a selezionare tronchi al servizio del comprensorio gestito dal Consorzio di I grado della Bonifica Renana (Figura 12). Infatti, per le derivazioni irrigue di propria competenza, essa fornisce al Consorzio di II grado del CER, i valori calcolati dei volumi prelevati a scala cumulata mensile mentre per gli altri Consorzi di Bonifica di I grado, si hanno dati annuali. La collocazione dei punti di prelievo per l’analisi qualitativa è stata valutata al fine di ottenere un caso studio su cui si potessero svolgere: modellazione idraulica e descrizione delle principali dinamiche qualitative caratterizzanti.



Figura 12. La collocazione del Consorzio di I grado della Bonifica Renana rispetto alla complessiva lunghezza del CER.

I due tronchi selezionati sono uno seguente l'altro coprendo una lunghezza complessiva di circa 30 km e servendo un'area irrigua di circa 30,000 ha (Figura 13 e Figura 14). Nei successivi paragrafi, si andranno a caratterizzare: il Consorzio di I grado della Bonifica Renana ed i due segmenti – Segmento Pilota (PS) e Segmento Esteso (ES).

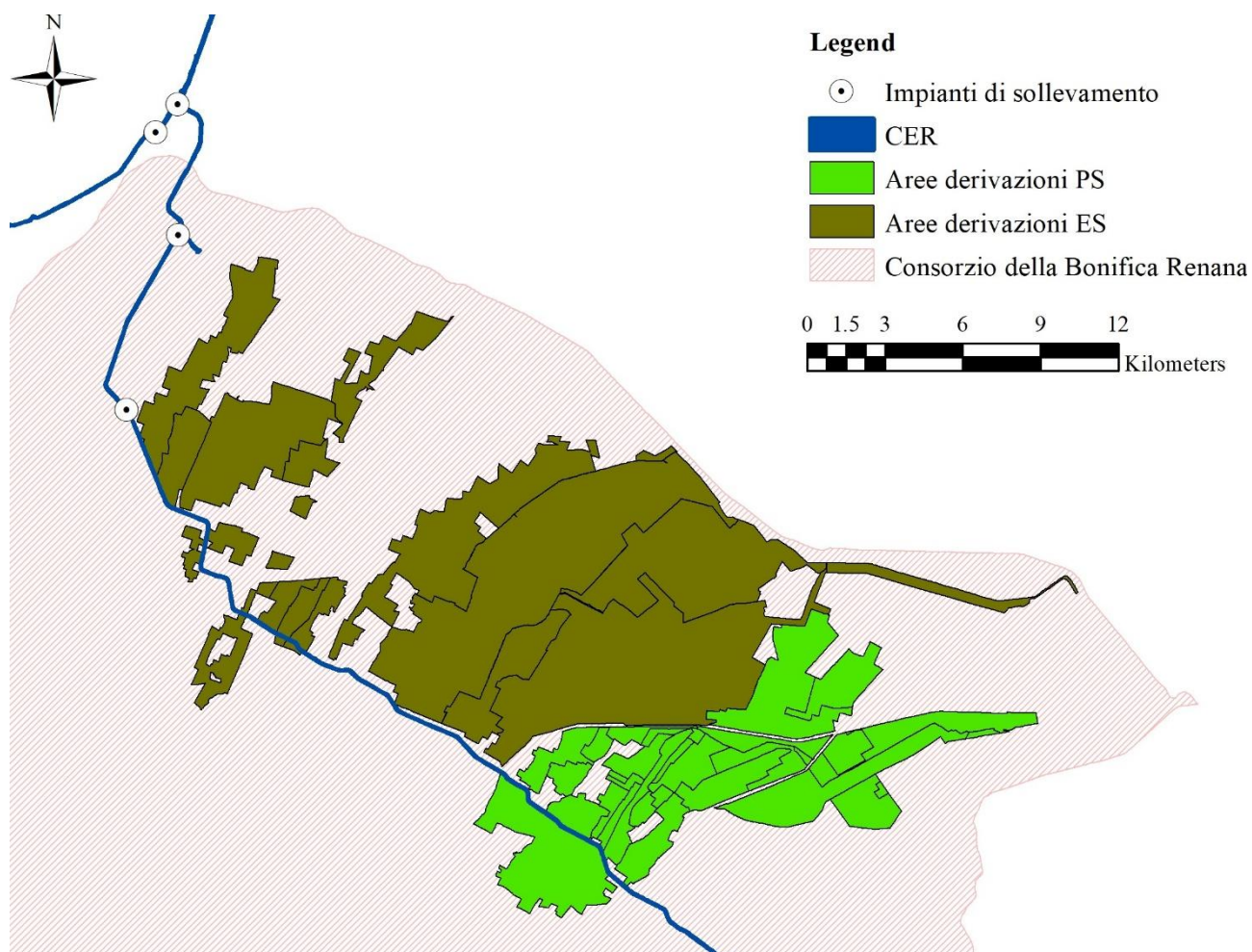


Figura 13. L'area di circa 30,000 ha servita dai due segmenti analizzati: Segmento Pilota (PS) e Segmento Esteso (ES).

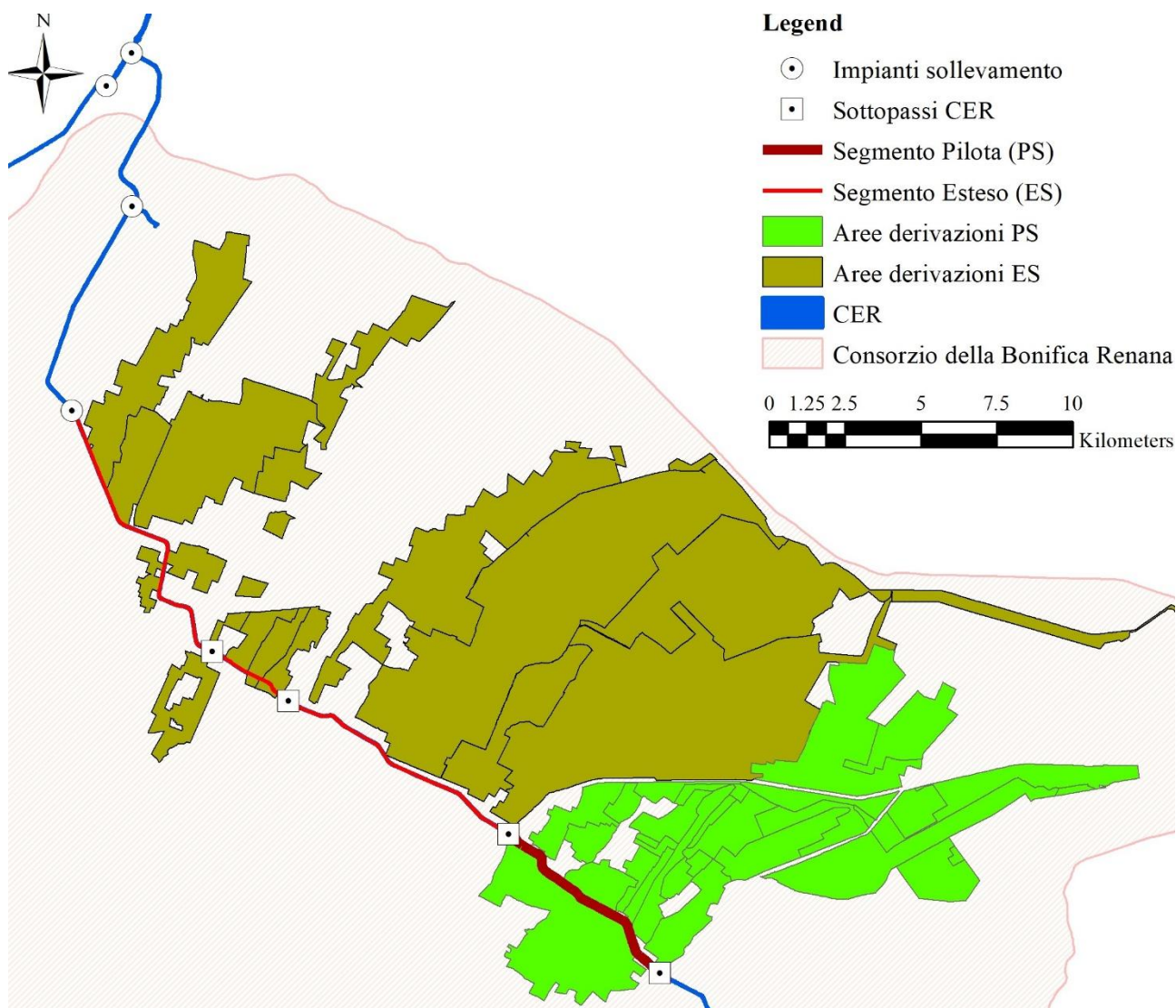


Figura 14. Il Segmento Pilota (PS) segue il Segmento Esteso (ES); essi hanno lunghezze di 7 km e 22 km, rispettivamente.

7.2 IL CONSORZIO DI I GRADO DELLA BONIFICA RENANA

Il Consorzio di I grado della Bonifica Renana (<https://www.bonificarenana.it/>) serve un'area di circa 342,000 ha. Quest'ultima è compresa tra: il fiume Reno (a Nord), la via Emilia (a Sud) ed i torrenti Samoggia (a Est) e Sillaro (a Ovest). Il territorio è costituito da una recente matrice geologica di natura argillo-silicea ed è solcato dalle aste arginate dei fiumi che, specie nelle zone più basse, diventano pensili e dalla fitta rete di canali che provvedono allo smaltimento delle acque meteoriche al Reno o ai suoi affluenti. I terreni di pianura sono caratterizzati da una direttrice principale Sud-Nord (via Emilia-Reno) e sono suddivisi in “terre alte” e “terre basse”. Le prime si collocano in prossimità della via Emilia e hanno altezze che variano tra 50 e 14 m s.l.m.; le seconde

[illegible]

Gli apporti idrici naturali sono rappresentati da: eventi piovosi, acqua superficiale (corpi idrici appenninici) e acqua sotterranea (falda freatica). Il regime delle precipitazioni prevede particolare intensità nel periodo invernale-primaverile e scarsità durante il restante periodo. In estate, pertanto, non è possibile contare sugli apporti meteorici né sui deflussi superficiali. Lo sfruttamento della falda freatica, inoltre, non costituisce un'adeguata fonte poiché, oltre a subire un calo nei mesi estivi, rappresenta una delle cause principali del fenomeno di subsidenza. Per non pregiudicare quindi le attività produttive, in particolare le pratiche irrigue, si fa riferimento ai seguenti attingimenti (Figura 16).

Le acque del fiume Po sono deviate attraverso il CER che, con chiaviche, permette l'invaso di canali consortili e privati interconnessi. Essi alimentano tutta la pianura posta a Nord del canale stesso a gravità. Le aree a Sud sono approvvigionate attraverso impianti di pompaggio che

sollevano l'acqua del CER e la immettono in una rete tubata in pressione. Complessivamente il comprensorio irriguo dominato è di circa 47,000 ha.

2) Fiume Reno ed altre fonti

Nella pianura di destra, le acque derivate attraverso il Canale di Reno alimentano il sistema Navile-Savena Abbandonato, gli impianti irrigui tubati Dozza-Calamosco e Dozza-Castenaso ed i canali Riolo, Bondanello, Venenta e Catagnolino. Nella pianura di sinistra, invece, le acque sono derivate dal Reno attraverso la pompa Longara e sono immesse nello scolo Marchesi. Il comprensorio irriguo dominato è di circa 19,360 ha in destra Reno e di 161 ha in sinistra Reno.

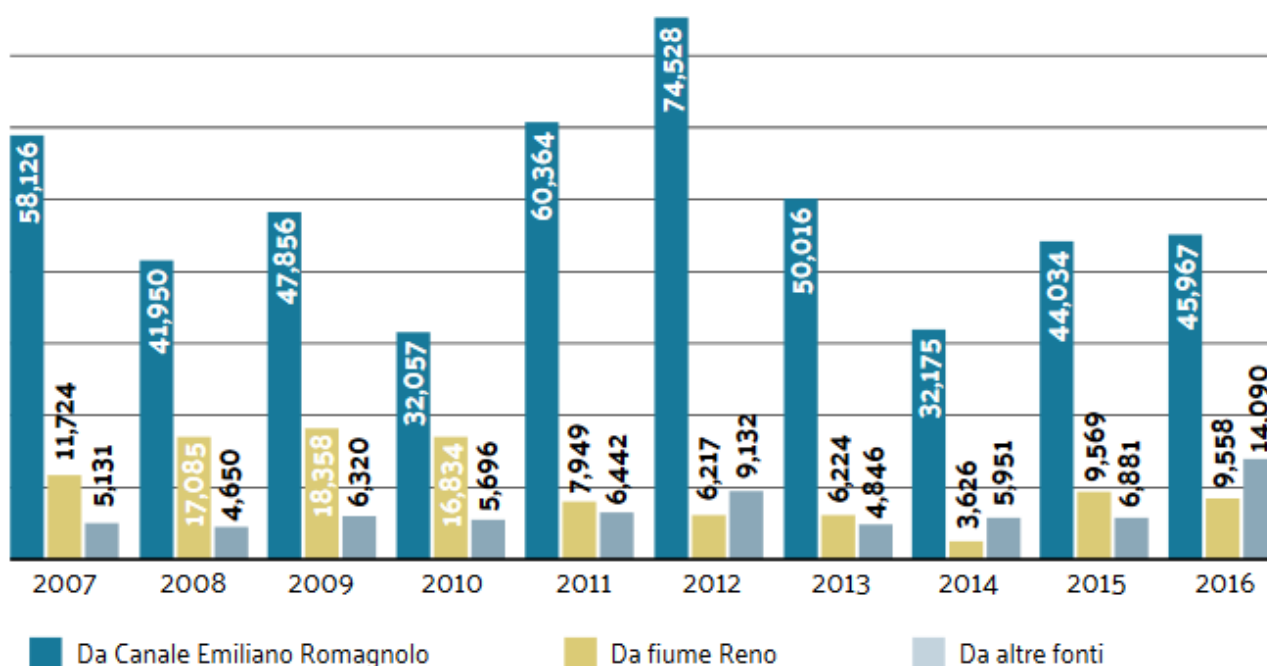


Figura 16. I valori dei volumi derivati (in milioni di m³) per il decennio 2007-2016 nel comprensorio della Bonifica Renana divisi per fonte (Consorzio della Bonifica Renana, 2017).

Le modalità di attingimento dell'acqua a scopo irriguo sono di sei diversi tipi: 1) prelievo da pozzo o derivazione privata (sistema non soggetto a controllo consorziale); 2) prelievo diretto da CER consentito in via provvisoria (sistema in attesa di realizzazione di impianti irrigui collettivi); 3) prelievo da canale di bonifica direttamente o indirettamente alimentato da CER o da Reno (sistema che privilegia le aziende che si affacciano su canali di bonifica e che comporta un'elevata dispersione della risorsa per fenomeni di infiltrazione ed evaporazione); 4) prelievo diretto o indiretto da canaletta irrigua a cielo aperto; 5) prelievo da tubazioni con flusso a gravità o a bassa pressione; 6) allacciamento a rete tubata in pressione per la consegna alle aziende. Il reticolo idrografico gestito dal Consorzio della Bonifica Renana comprende 1,947 km tra canali e tubazioni. L'attività irrigua viene espletata attraverso 1,111 km di canali ad uso promiscuo (scolo e irrigazione) e 235 km di tubazioni. La distribuzione avviene per l'88% a pelo libero attraverso la

rete di canali in terra, per il 4% a pelo libero e per l'8% in pressione in tubazioni (Figura 17). La diversa gestione e, conseguentemente, i relativi costi hanno portato alla suddivisione in sub-comprensori omogenei per modalità di consegna.

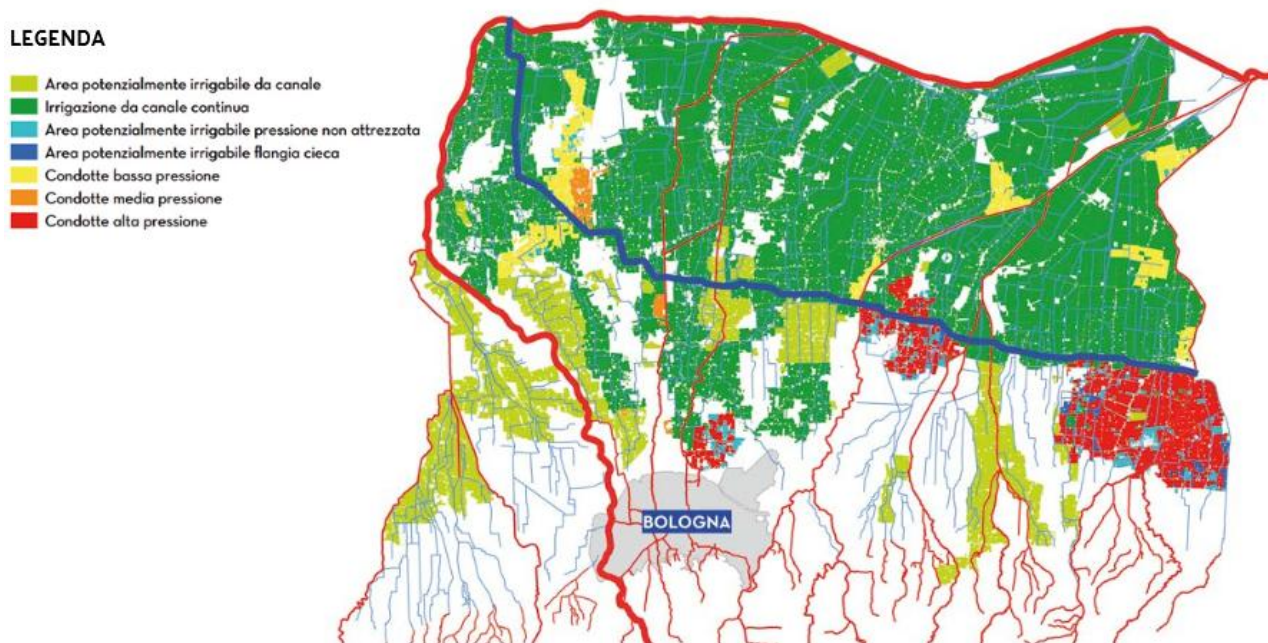


Figura 17. La divisione del comprensorio del Consorzio della Bonifica Renana secondo il metodo di consegna irrigua (Consorzio della Bonifica Renana, 2017).

7.3 LA CARATTERIZZAZIONE DEL SEGMENTO PILOTA (PS)

L'approccio multi-disciplinare è stato elaborato su un Segmento Pilota (PS) lungo 7 km (Figura 18). I due estremi del tronco si trovano in corrispondenza di sottopassi del CER rispetto ai torrenti Idice (estremo di monte) e Quaderna (estremo di valle). Essi sono due botti a sifone in cemento denominati rispettivamente Culv_1 e Culv_2 con sezione rettangolare di 36 m² e di 31.5 m², rispettivamente. Il loro comportamento idraulico prevede un'entrata sommersa e, entro la lunghezza, condizioni di moto a pelo libero od in pressione. Geometricamente, PS è caratterizzato da tre sezioni trasversali trapezie con larghezze che variano alla sommità tra 25.8 m e 22.8 m e al fondo tra 7 m e 3.3 m. La pendenza delle sponde è 3:1 e 1.5:1 per la prima tipologia di sezione (composita) e 2:1 per le altre due (semplici). Procedendo nel verso della corrente, per i primi 700 m, il fondo del canale passa da quota 12.81 m s.l.m. a 13.74 m s.l.m. Successivamente, esso è caratterizzato da una pendenza costante raggiungendo il valore finale di 13.32 m s.l.m. Lungo PS sono presenti quattro idrometri: due all'entrata (WL IN_1) e all'uscita (WL OUT_1) di Culv_1 e due all'entrata (WL IN_2) e all'uscita (WL OUT_2) di Culv_2. In base alla definizione di "pool"

(Capitolo 3.4) si noti come PS abbia estremità corrispondenti a WL IN_1 e WL OUT_2. Tutti gli idrometri sono collocati a qualche metro rispetto all'entrata o all'uscita dai sottopassi a botte. Le derivazioni irrigue sono sei e servono distretti non in pressione per un'area complessiva di 8,385 ha.

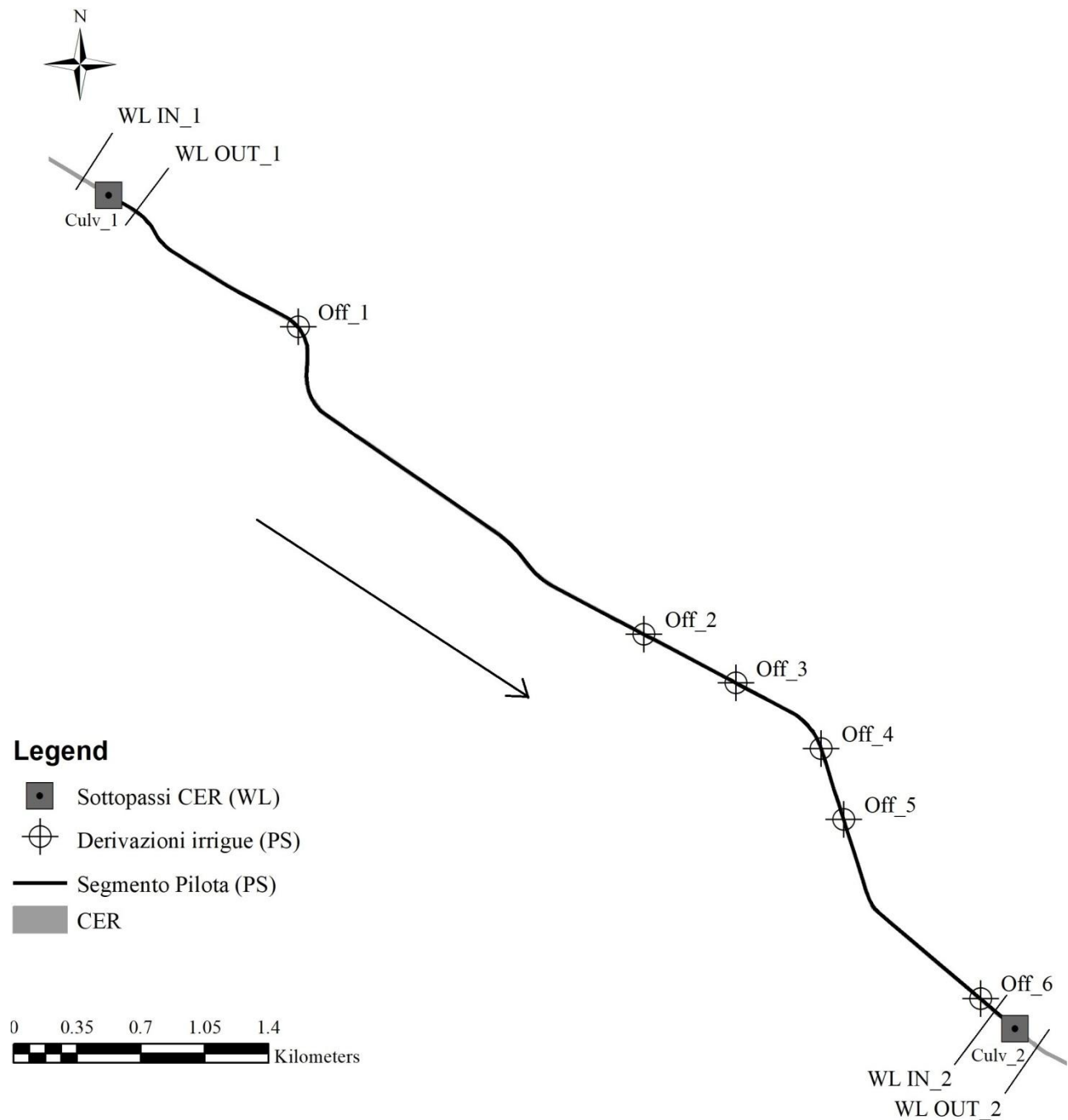


Figura 18. La schematizzazione di PS utile per la modellazione idraulica.

7.4 LA CARATTERIZZAZIONE DEL SEGMENTO ESTESO (ES)

L'approccio multi-disciplinare è stato applicato su un Segmento Esteso (ES) del CER lungo 22 km situato a monte di PS (Figura 19). In particolare, l'estremità di valle di ES è collocata in corrispondenza di WL IN_1 mentre quella di monte in corrispondenza di WL OUT_0, idrometro distante qualche metro rispetto all'impianto di sollevamento Pieve di Cento. Quest'ultimo conta 7 elettropompe con capacità e prevalenza massime di $50 \text{ m}^3/\text{s}$ e di 4.5 m, rispettivamente. In termini geometrici, ES presenta una maggiore complessità rispetto a PS. Considerando la direzione del flusso, i primi 33 m segnano l'uscita dall'impianto di sollevamento. Essi presentano una sezione trapezia molto larga (85 m) e il fondo caratterizzato da una contropendenza; la sua quotatura, infatti, varia da 10.79 m s.l.m. a 13.50 m s.l.m. Successivamente, ES possiede tre diverse sezioni trasversali trapezie con larghezze che variano tra 26.4 m e 22.6 m alla sommità e tra 5 m e 3.3 m al fondo. Esse sono tutte composite caratterizzate da pendenze spondali di 3:1 e 1.5:1. Lungo ES sono presenti quattro attraversamenti a sezione rettangolare di 36 m^2 : due in corrispondenza di strade e due di corsi d'acqua. I primi (AStr_1 e AStr_2) sono caratterizzati da lunghezze modeste (20 m circa). I secondi consentono il sottopasso del canale Navile (Culv_3) e del torrente Savena (Culv_4) e hanno lunghezze di 63 m e 86 m, rispettivamente. ES è caratterizzato da una pendenza del fondo costante con sua quota finale di 12.81 m s.l.m. Nonostante la complessità geometrica di ES sia maggiore, solo i due estremi sono equipaggiati da idrometri (WL OUT_0 e WL IN_1). Mentre i valori riportati da WL IN_1 hanno rilevanza per la gestione complessiva del sistema CER, quelli da WL OUT_0 sono utilizzati per le operazioni di accensione e di spegnimento delle elettropompe. Essi pertanto sono caratterizzati da un'accuratezza in campo minore. Lungo ES, le derivazioni irrigue sono 12 e servono complessivamente un'area di 12,580 ha.

Lungo ES, presso la località Armarolo (BO) è presente un punto che funge da stazione per i rilievi qualitativi (CER_Ibis). Esso è collocato circa 6 km a monte rispetto a Culv_1 tra le derivazioni nona e decima. Undici chilometri a monte dall'impianto Pieve di Cento, invece, è collocata la stazione denominata CER_I in località Sant'Agostino (FE). Poiché lungo tale distanza non sono presenti derivazioni irrigue significative, si considera che le misure effettuate possano essere riportate in corrispondenza dell'estremo di monte di ES. In Figura 19 è rappresentata la schematizzazione di ES e la collocazione dei due punti in cui si posizionano le stazioni per i campionamenti qualitativi CER_I e CER_Ibis.

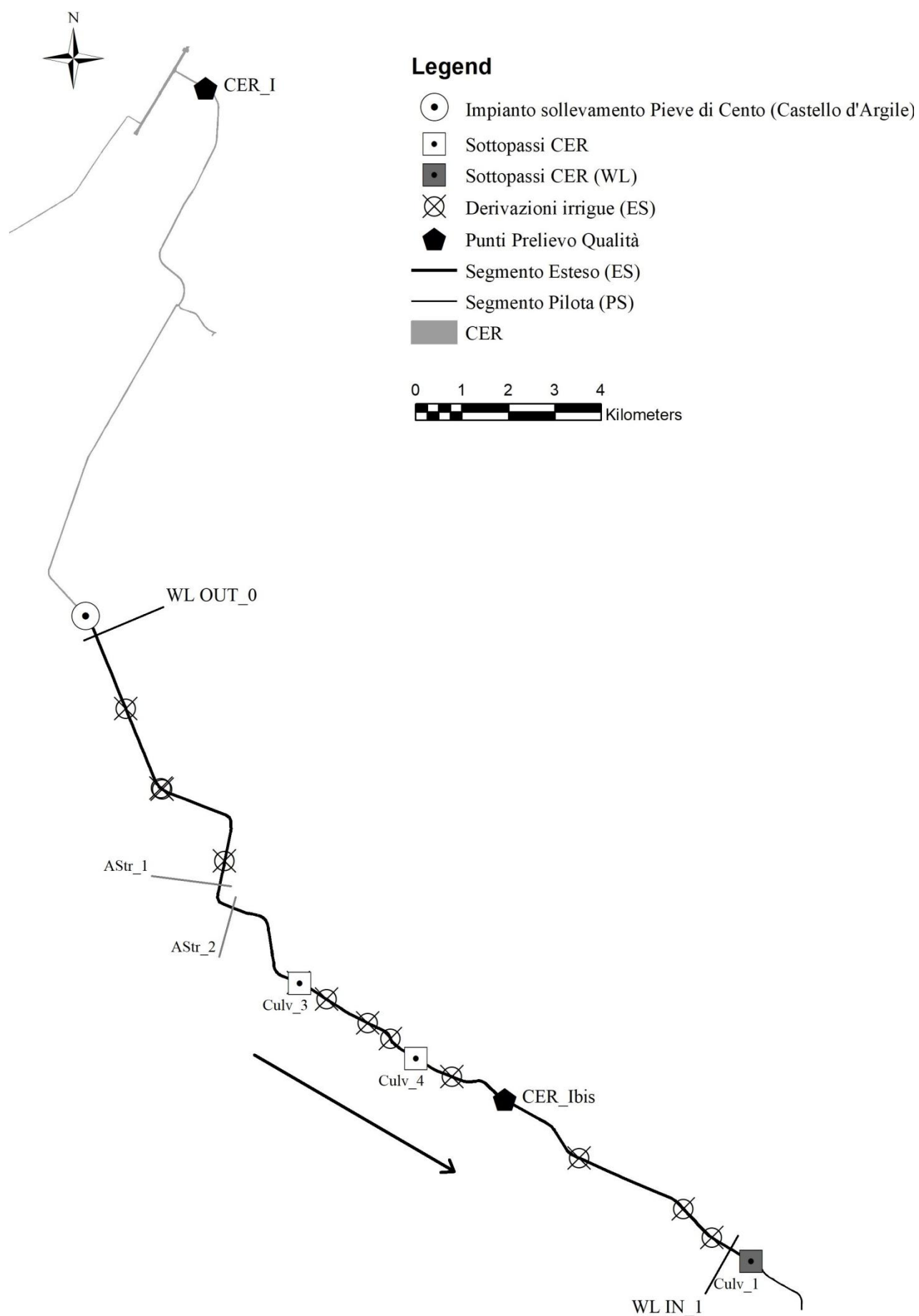


Figura 19. La schematizzazione di ES utile per le modellazioni idraulica e qualitativa.

7.5 IL PERIODO DI STUDIO

L'approccio multi-disciplinare è stato valutato per il periodo irriguo di quattro anni. Il periodo irriguo (giugno-agosto) rappresenta l'arco temporale di pieno esercizio del CER poiché caratterizzato da un'alta frequenza di domanda e da maggiori esigenze per le pratiche irrigue. Si è considerato, quindi, quello compreso tra il 20 giugno e il 31 agosto (73 giorni). Gli anni selezionati sono quattro: dal 2012 al 2015 compresi. Grazie alla collaborazione con il Servizio Idro-Meteo-Clima ArpaER è stato possibile analizzare i dati pluviometrici (P) giornalieri relativi al comprensorio del CER. I quattro anni rappresentano una sufficiente variabilità climatica descrivendo condizioni standard (2013 e 2015) con valori di 1.30 mm/gg e 0.94 mm/gg se confrontati con quello medio calcolato sul decennio 2005-2015 dello stesso periodo irriguo (1.1 mm/gg) e condizioni estreme quali piovosa (2014) o siccitosa (2012) con valori di 2.22 mm/gg e 0.13 mm/gg, rispettivamente (Figura 20).

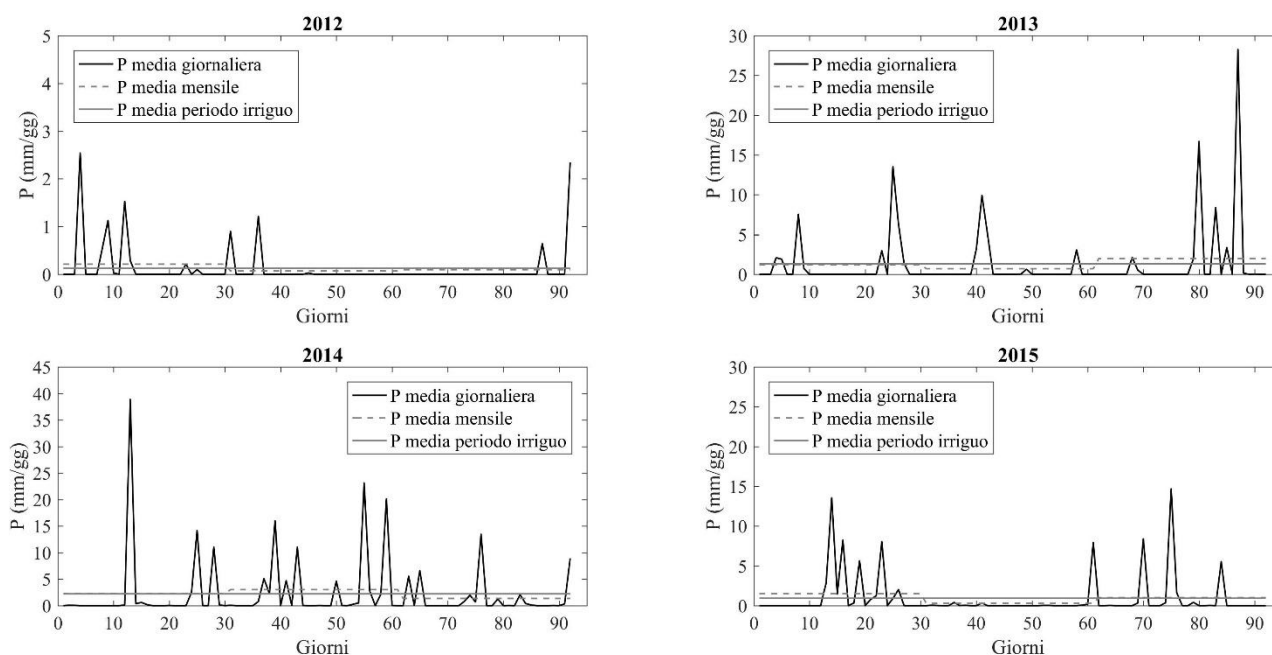


Figura 20. Per ogni anno di analisi, l'andamento delle piogge medie giornaliere. L'anno 2012 mostra una condizione di siccità mentre l'anno 2014 di piovosità; il 2013 e 2015 presentano condizioni standard rispetto al contesto climatico in cui si colloca l'Emilia Romagna.

Per quanto riguarda il modulo qualitativo presentato sono stati considerati i quattro anni appena menzionati (2012-2015). Tuttavia, per la validazione dei risultati ottenuti è stato necessario utilizzare lo storico dal 2010, anno in cui la stazione CER_Ibis è stata predisposta.

7.6 LA CARATTERIZZAZIONE QUALITATIVA DI ES

La risorsa veicolata dal CER, come detto in Capitolo 2.5, subisce progressivamente un miglioramento della propria qualità grazie a: azione fitodepurante esercitata dall'Attenuatore basata sull'ampiezza della sezione e sulla vegetazione di sponda, isolamento idraulico rispetto a scoli e a sversamenti e basse velocità. Essa è considerata utilizzabile direttamente per scopi irrigui e rendibile idonea per usi produttivi e idropotabili con trattamenti non particolarmente spinti (<http://www.consorziocer.it/>). Il Consorzio del CER attraverso il link <http://cloud.consorziocer.it/CerAcqueNET/StampaGraFicoAnalisi.aspx> pubblica i risultati delle analisi qualitative come medie poliennali rispetto alle sei stazioni di campionamento. Viene riportato l'andamento dal 1999 ad oggi di ciascun parametro (BOD, COD, DO, CaO, Ecw, Ntot, NH4-N, NO3-N, pH, PO4-P, PO4-Ptot, Ecoli) derivato da medie al settantacinquesimo percentile.

Lo scopo delle campagne di campionamento è di “fotografare” la condizione della risorsa veicolata in un dato istante e, per come sono strutturate, risultano tra loro indipendenti. Questo comporta che esse non siano singolarmente utilizzabili per descrivere le cinetiche interessanti un qualunque parametro qualitativo sia su scala temporale che spaziale.

Per quanto riguarda la prima, considerando l'estensione del CER, risulterebbe particolarmente oneroso un monitoraggio in continuo. Per tale motivo, quindi, è necessario elaborare una metodologia che permetta di colmare il vuoto esistente tra una campagna di misura e la successiva in corrispondenza di ciascuna stazione. Ad oggi, è possibile contare su uno storico misurato ritenuto sufficientemente ampio. Esso è utilizzabile per stimare il comportamento, ad esempio, in termini di concentrazione più probabile da imporre tra due campagne di misura successive.

Per quanto riguarda la seconda, i campionamenti entro una stessa campagna di misura risultano “fotografare” corpi d'acqua differenti tra una stazione e la successiva. Per tale motivo, nel momento in cui si voglia effettuare la modellazione che descriva l'andamento di un qualunque costituente lungo l'ascissa longitudinale, non si ha alcuna possibilità di validare i risultati ottenuti. Riferendosi sempre ad uno storico misurato sufficientemente ampio, per ogni anno i residui standardizzati medi di costituente tra due stazioni consecutive possono essere calcolati. Da essi, attraverso un'operazione di mediana, sono definibili le soglie limite minima e massima entro cui si devono collocare le variazioni di costituente nel corso delle simulazioni da modello.

Considerando i due punti in cui sono collocate le stazioni di campionamento CER_I e CER_Ibis sono utilizzabili gli storici del periodo di analisi (2012-2015) che contano 43 misure dei parametri: pH, TSS, BOD, COD, EC_w, STD, SAR, Na, Cl, Btot, As, Cd, Cr, Fe, Pb e Zn. I valori di questi

ultimi, entro ciascun anno sono calcolati al settantacinquesimo percentile e mediati, poi, sull'intero periodo. Essi sono confrontabili con quelli di soglia riscontrati in letteratura e riportati in Capitolo 4.2 (FAO,1985; WHO, 2006; Jeong et al., 2016; Salgot et al., 2006; MiPAAF, 2001; MATTM, 2003). Tabella 8 verifica come l'acqua del CER sia idonea agli utilizzi irrigui in termini di parametri fisici e chimici. L'unica eccezione è rappresentata da TSS che presenta valori sopra la soglia proposta da Salgot et al. (2006).

<i>Valore massimo ammissibile per uso irrigazione</i>			
	pH	Salgot et al., 2006 pH<6.0-9.5	FAO, 1985 pH<6.5-8.4
CER_I	8.06	✓	✓
CER_Ibis	7.97	✓	✓
	TSS	Salgot et al., 2006 TSS<10 (mg/L)	
CER_I	41.44	✗	
CER_Ibis	38.39	✗	
	BOD	Salgot et al., 2006 BOD<10-20 (mg/L)	
CER_I	3.38	✓	
CER_Ibis	3.75	✓	
	COD	Salgot et al., 2006 COD<100 (mg/L)	
CER_I	10.31	✓	
CER_Ibis	9.59	✓	
	EC_w	FAO, 1985; MiPAAF, 2001 EC_w<0.7 (dS/m)	
CER_I	0.42	Nessuna limitazione d'uso	
CER_Ibis	0.42	Nessuna limitazione d'uso	
	STD	FAO, 1985; MiPAAF, 2001 STD<450 (mg/L)	
CER_I	272.25	✓	
CER_Ibis	271.75	✓	
	SAR et EC_w	FAO, 1985; MiPAAF, 2001 SAR=0-3 et EC_w=0.7-0.2 (dS/m)	
CER_I	SAR=1.31	Limitazione d'uso lieve-modesta	
CER_Ibis	SAR=1.31	Limitazione d'uso lieve-modesta	

	Na	Salgot et al., 2006	
		Na<150 (mg/L)	
CER_I	7.15	✓	
CER_Ibis	7.32	✓	
	Cl	Salgot et al., 2006	
		Cl<250 (mg/L)	
CER_I	19.99	✓	
CER_Ibis	19.53	✓	
	B_{tot}	Salgot et al., 2006	
		B_{tot}<0.4-1.0 (mg/L)	
CER_I	0.02	✓	
CER_Ibis	0.02	✓	
	As	FAO, 1985; MiPAAF, 2001	Jeong et al., 2016; MATTM, 2003
		<0.1 (mg/L)	<0.02 (mg/L)
CER_I	0.0003	✓	✓
CER_Ibis	0.0005	✓	✓
	Cd	<0.01 (mg/L)	<0.005 (mg/L)
CER_I	0	✓	✓
CER_Ibis	0.001	✓	✓
	Cr	<0.1 (mg/L)	<0.1 (mg/L)
CER_I	0.009	✓	✓
CER_Ibis	0.009	✓	✓
	Fe	<5 (mg/L)	<2 (mg/L)
CER_I	0	✓	✓
CER_Ibis	0.13	✓	✓
	Pb	<5 (mg/L)	<0.1 (mg/L)
CER_I	0	✓	✓
CER_Ibis	0.04	✓	✓
	Mn	<0.2 (mg/L)	<0.2 (mg/L)
CER_I	0.01	✓	✓
CER_Ibis	0.02	✓	✓
	Zn	<2 (mg/L)	<0.5 (mg/L)
CER_I	0.09	✓	✓
CER_Ibis	0.11	✓	✓

Tabella 8. Per le due stazioni di campionamento CER_I e CER_Ibis, verifica della qualità della risorsa veicolata destinata all'uso irriguo rispetto ai principali parametri fisico-chimici.

Se si considera l'aspetto microbiologico e, in particolare E.coli, per i due punti che fungono da stazioni di campionamento CER_I e CER_Ibis, si può disporre di uno storico di 126 misure per la prima (dal 2004 al 2015) e 62 per la seconda (dal 2010 al 2015) e si può riscontrare quanto riportato in Tabella 9. La valutazione dell'idoneità per scopi irrigui è avvenuta trattando i dati disponibili conformemente a quanto riportato per i parametri fisici e chimici. Si può notare come il corpo idrico CER sia classificabile di CATEGORIA A.

L'utilizzo di serie più estese in termini temporali per tale parametro è necessario al fine dell'inserimento delle condizioni al contorno e della validazione dei risultati ottenuti in termini modellistici secondo quanto riportato in Capitolo 10. Poiché lungo il CER sono presenti molteplici derivazioni irrigue, l'evoluzione del costituente lungo l'ascissa longitudinale sarà data sia dalla sua specifica cinetica sia dai prelievi irrigui che sono presenti. Essenziale quindi è basare il modello qualitativo su quello quantitativo.

			<i>Concentrazione massima ammissibile per uso irrigazione (/100mL)</i>	
			WHO, 2006	Jeong et al., 2016; MATTM, 2003
			CATEGORIA A E.coli (cfu)≤10 ³	E.coli (cfu)≤100
% di misure sottosoglia	CER_I	124.25	✓	✗
	CER_Ibis	80	✓	✓

Tabella 9. Per le due stazioni di campionamento CER_I e CER_Ibis, verifica della qualità della risorsa veicolata destinata all'uso irriguo rispetto al parametro microbiologico E.coli.

8. LA METODOLOGIA DI STIMA DELLE PORTATE IRRIGUE DERIVATE

Nel presente caso studio, la stima della portata uscente in corrispondenza di ciascuna derivazione irrigua è stata svolta combinando i dati, in termini volumetrici, forniti dal Consorzio Associato della Bonifica Renana e quelli calcolati a partire dagli output di IRRINET. Nella descrizione che segue, ai primi è stato attribuito il pedice D mentre ai secondi il pedice T. I valori in termini volumetrici e di portata stimati a partire dai D-data e dai T-data saranno contraddistinti dal pedice C. I D-data sono forniti al Consorzio del CER dal Consorzio della Bonifica Renana. Al termine di ogni anno, quest'ultima redige un tabulato cartaceo in cui, in corrispondenza di ogni derivazione irrigua di

propria competenza, sono dichiarati i volumi prelevati dal canale. Essi sono espressi attraverso valori (in m³) cumulati a scala mensile (V_{kDm}). Per l'anno 2015, è riportato un esempio in Tabella 10 per PS.

<i>Derivazioni</i>	<i>Aprile</i>	<i>Maggio</i>	<i>Giugno</i>	<i>Luglio</i>	<i>Agosto</i>	<i>Settembre</i>	<i>Ottobre</i>
$V_{kDm} (m^3) \times 10^3$							
Corla	0	97.806	235.773	649.577	184.188	104.365	20.156
Impianto Olmo	23.354	51.839	150.335	309.625	94.316	27.828	21.629
Canalazzo	11.654	97.572	235.942	740.567	414.568	253.530	13.024
Sifone Arginello	0	0	12.960	31.104	24.624	38.880	9.072
Centonara	0	55.565	188.365	404.467	285.177	126.738	0
Fossa Villa	0	47.917	163.105	492.555	139.998	48.075	7.864

Tabella 10. Per ogni derivazione irrigua su PS, sono dichiarati i volumi prelevati come cumulati mensili.

Considerando un generico anno y e un dato segmento di canale, si determina la derivazione caratterizzata da maggiore prelievo irriguo in termini volumetrici. Essa viene definita “derivazione di riferimento” e il valore medio mensile della portata uscente corrispondente è:

$$q_{rDm} = \frac{V_{rDm}}{D_m} \quad (79)$$

Dove

q_{rDm} è la portata media mensile uscente in corrispondenza della derivazione di riferimento (m³/s), V_{rDm} è il volume dichiarato cumulato in corrispondenza della derivazione di riferimento per il mese m (m³), D_m è la durata del mese m (s).

I T-data sono ottenuti attraverso una formulazione conforme con quanto riportato nel REG.(UE) 1305/2013 (MiPAAF, 2015). Per ogni decade della stagione irrigua (I giugno - III agosto), sono stati forniti i valori cumulati di fabbisogno teorico (CWR_j) delle colture irrigue prevalenti nel comprensorio servito dal CER secondo il procedimento illustrato nel Capitolo 2.4. Con fabbisogno irriguo teorico (CWR_j) si intende il quantitativo d'acqua che deve essere apportato alla pianta (di coltura j -esima) per sopperire alle perdite dovute al processo di evapotraspirazione in condizioni ottimali (spazio sufficiente per la crescita e suolo fertile) tramite le pratiche irrigue (FAO, 1989). Nel comprensorio del CER, le colture irrigue indicate come prevalenti sono: mais, soia, erba medica, bietola, cipolla, melone, patata, pomodoro, pero, pesco e vite. In Tabella 11 è riportato un esempio per l'anno 2015.

<i>Culture irrigue</i>	<i>Giugno</i>			<i>Luglio</i>			<i>Agosto</i>		
	<i>I</i>	<i>II</i>	<i>III</i>	<i>I</i>	<i>II</i>	<i>III</i>	<i>I</i>	<i>II</i>	<i>III</i>
<i>CWR_j (mm)</i>									
CEREALI									
Mais	0	0	53.79	0	54.06	54.59	0	0	0
LEGUMINOSE DA GRANELLA									
Soia	0	0	0	51.51	58.11	0	0	0	0
PIANTE DA ERBAIO									
Erba medica	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PIANTE ORTICOLE									
Bietola	0	0	0	0	36.94	0	0	0	0
Cipolla	25.65	26.48	27.70	55.58	26.41	0	0	0	0
Melone	0	33.60	0	36.06	0	35.95	35.94	0	0
Patata	0	36.85	39.18	39.64	38.76	0	39.29	0	0
Pomodoro	0	0	0	51.65	75	0	48.51	0	0
PIANTE DA FRUTTO									
Pero	0	0	45.67	45.83	44.53	75.03	0	43.03	0
Pesco	0	0	0	46.96	51.28	49.12	0	0	0
Vite	0	0	0	0	0	46.02	0	0	0

Tabella 11. Per ogni coltura *j*-esima prevalente nel comprensorio del CER, i valori di *CWR_j* cumulati a scala decadale.

AGREA (<https://agrea.regione.emilia-romagna.it/>) è l'Agenzia per le Erogazioni in Agricoltura della Regione Emilia Romagna. Essa rappresenta l'Organismo Pagatore Regionale riconosciuto dall'Unione Europea. Ad AGREA compete l'erogazione di aiuti, contributi e premi previsti da disposizioni comunitarie, nazionali e regionali a favore degli operatori del settore agricolo. Ai Centri Assistenza Agricola (CAA) AGREA delega le attività di assistenza alle Aziende Agricole iscritte all'Anagrafe e di gestione delle domande di contributo. I CAA sono gli unici enti ad essere autorizzati alla redazione del Piano Colturale (PC) annuale. Ciascuna Azienda Agricola, nel proprio Fascicolo Aziendale (integrato nel PC), specifica, ad esempio, le colture principali, le particelle aziendali, il tipo di irrigazione ed eventuali finalità biologiche.

Nell'ambiente GIS (Sistema Informativo Territoriale) di AGREA viene effettuato un join (cioè l'unione di database diversi) tra il dato catastale e quello dichiarato nel PC. Esso è poi integrato con il dato iColt (Classificazione delle colture in atto tramite telerilevamento) che realizza ArpaER per restituire una completa copertura regionale

(https://www.arpa.e.it/dettaglio_generale.asp?id=2824&idlivello=1599).

Per il presente lavoro, sono stati forniti shape file contenenti il dato AGREA-ArpaER per ogni anno y di analisi (COLTj). Per ciascuna derivazione irrigua k , è stato ottenuto uno shape file (COLTjk) contenente gli areali colturali entro i confini di competenza (COLTk). La creazione di questo dato è stata possibile grazie all'operazione di selezione per attributi sui metadati in ambiente GIS (COLTj AND COLTk). Si noti come COLTjk comprenda areali sia di colture irrigue che non. Ai fini della determinazione dei volumi teorici prelevati in corrispondenza di ciascuna derivazione sono di interesse solo le prime. Pertanto, viene creato un nuovo shape file (COLTIRRjk) attraverso una selezione per attributi sui metadati (in COLTjk "REGIME"='IRRIGUO'). Per ciascuna derivazione k , esso contiene gli areali delle sole colture irrigue. In Figura 21, per l'anno 2015, sono stati riportati, a titolo di esempio, gli shape file COLTjk e COLTIRRjk.

Per ogni anno y , il volume teorico cumulato nella decade n per una generica derivazione k è calcolato attraverso l'espressione (MiPAAF, 2015):

$$V_{kTn} = \left[\sum_{j=1}^n \left(\frac{CWR_j A_j II_j}{EI_j} \right) \right] \frac{1}{ED} \quad (80)$$

Dove

A_j è l'area coperta dalla coltura irrigua j -esima (m^2), CWR_j è il fabbisogno irriguo teorico cumulato nella decade n per la coltura irrigua j -esima (m), II_j è l'intensità irrigua per la coltura j -esima (-), EI_j è l'efficienza della tecnica irrigua utilizzata per la coltura j -esima (-), ED è l'efficienza del sistema di consegna CER-canali secondari (-).

Se la generica derivazione k è quella di riferimento, l'espressione ritorna la quantità V_{rTn} .

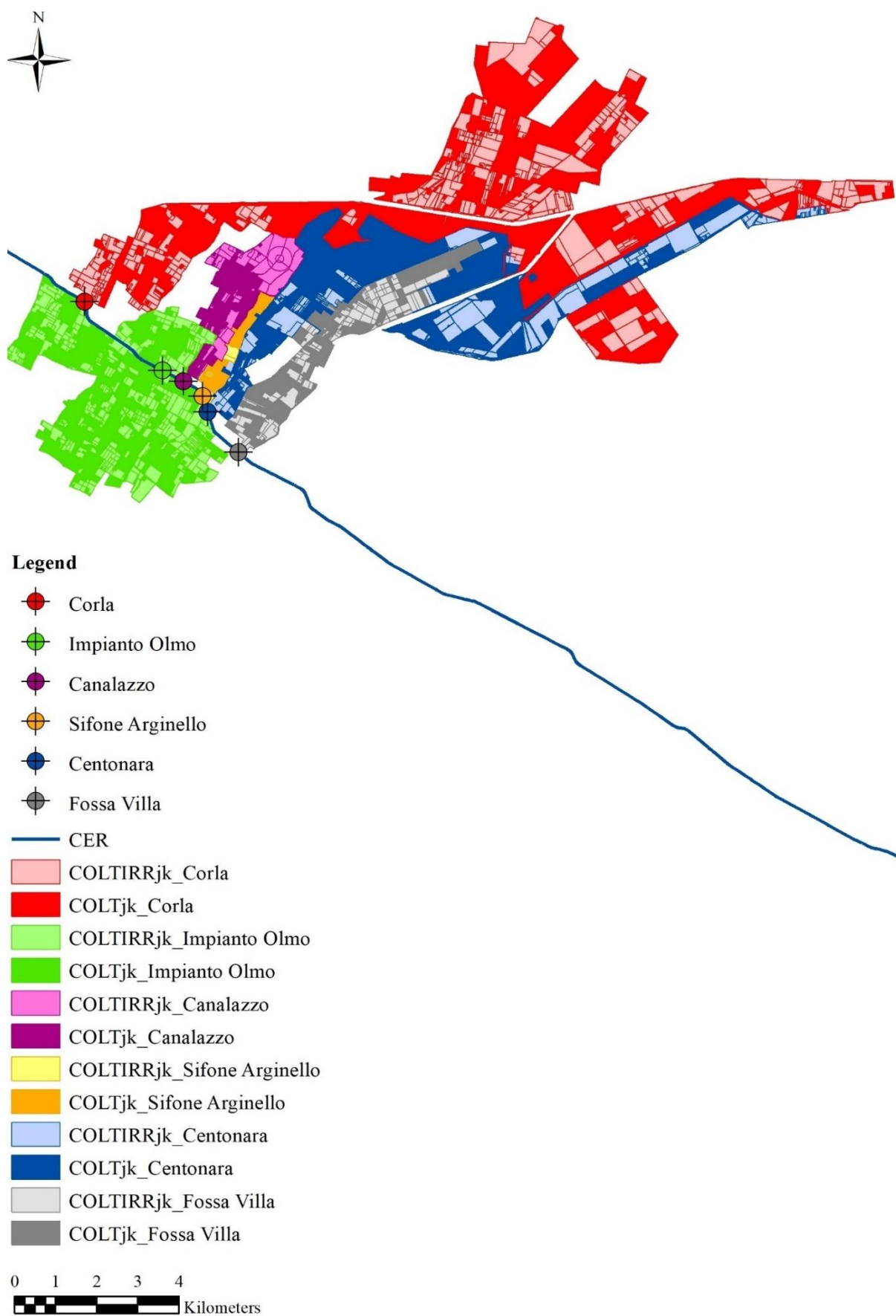


Figura 21. Per l'anno 2015, gli areali COLTjk e COLTIRRjk (colturali e colturali irrigui, rispettivamente) per ognuna delle 6 derivazioni lungo PS.

In Tabella 12 sono riportati i valori utilizzati dei coefficienti II e EI per ciascuna coltura prevalente nel comprensorio del CER. Il coefficiente II indica l'intensità di pioggia, cioè il rapporto tra aree: irrigata e potenzialmente irrigabile per ciascuna coltura j-esima (Haque, 2015; Thenkabail et al., 2009; Tanriverdi et al., 2015). I suoi valori sono determinati attraverso studi in campo a scala regionale. Per il presente caso studio sono riscontrabili massimi (intorno ad 1) per colture di alto pregio (piante da frutto ed orticole) e minimi per colture ad erbaio (intorno a 0.25) (Battilani, 1994, 2004; Battilani et al., 2004; Battilani and Ventura, 1996). Il coefficiente EI indica l'efficienza del metodo irriguo (FAO, 1989). In Emilia Romagna, i range di valori considerabili sono: 0.85-0.90 per la microirrigazione e 0.70-0.80 per l'aspersione (DGR, 2016a). Per la prima si è imposto il valore 0.85 mentre per la seconda 0.75.

Il coefficiente ED è considerato pari a 0.50. Esso rappresenta l'efficienza del sistema di consegna dell'acqua dalle derivazioni collocate lungo il CER agli areali colturali irrigui. Nel comprensorio del Consorzio della Bonifica Renana, la rete è prevalentemente costituita da canali a cielo aperto (88%), solitamente in terra e senza rivestimento (Artina and Montanari, 2007; Taglioli and Cinti, 2002).

Considerando la decade n, la portata uscente in corrispondenza di una generica derivazione irrigua k, q_{kCn} (m^3/s), è esprimibile come:

$$q_{kCn} = q_{rDm} w_{kCn} \quad (81)$$

Dove

q_{rDm} è la portata media prelevata in corrispondenza della derivazione di riferimento (m^3/s) durante il mese m ($m=1,2,3$), w_{kCn} è il peso attribuito alla derivazione generica k (-) per la decade n ($n=1,...,7$).

Il termine di pesatura nell'Equazione 81 viene ottenuto rapportando la derivazione generica k a quella di riferimento in termini volumetrici.

L'approccio considera w_{kCn} come segue:

$$w_{kCn} = \frac{(w_{kDm} + w_{kTn})}{2} \quad w_{kDm} = \frac{V_{kDm}}{V_{rDm}} \quad w_{kTn} = \frac{V_{kTn}}{V_{rTn}} \quad (82)$$

Dove

w_{kDm} e w_{kTn} sono i pesi (-) della generica derivazione k considerando rispettivamente i D-data e i T-data, V_{kDm} fa parte dei D-data e rappresenta il volume cumulato dichiarato in corrispondenza della generica derivazione k durante il mese m (m^3), V_{kTn} e V_{rTn} fanno parte dei T-data e sono i volumi calcolati teorici prelevati in corrispondenza rispettivamente della derivazione generica k e di quella di riferimento durante la decade n (m^3).

Come si può notare, i valori di portata in corrispondenza di ciascuna derivazione irrigua rispetto ai dati volumetrici forniti dal Consorzio della Bonifica Renana inglobano aspetti agronomici e

presentano una scala temporale più affinata. Tali risultati sono conseguiti grazie all'utilizzo degli output del servizio IRRINET.

<i>Colture irrigue</i>	<i>II_j</i>	<i>EI_j</i>
	(-)	(-)
CEREALI		
Mais	0.75	0.75
LEGUMINOSE DA GRANELLA		
Soia	0.50	0.75
PIANTE DA ERBAIO		
Erba medica	0.25	0.75
PIANTE ORTICOLE		
Bietola	0.60	0.75
Cipolla	1.00	0.75
Melone	1.00	0.85
Patata	1.00	0.75
Pomodoro	1.00	0.85
PIANTE DA FRUTTO		
Pero	1.00	0.85
Pesco	1.00	0.85
Vite	0.5	0.85

Tabella 12. Per ogni coltura prevalente nel comprensorio del CER, i valori dei coefficienti II e EI.

9. LA METODOLOGIA DI STIMA DELLE PORTATE TRANSITANTI LUNGO L'ASTA DEL CANALE

9.1 LE SPECIFICHE DEL CASO STUDIO PER LA MODELLAZIONE IDRAULICA

Schema numerico

In funzione della fenomenologia fisica, la schematizzazione del CER è monodimensionale con flusso che avviene lungo la sola direzione longitudinale x. Il calcolo delle grandezze idrauliche, quindi, è mediato sulle direzioni verticale e trasversale rispetto al flusso stesso. La derivata totale di una qualunque grandezza idraulica A, dipendente in generale dall'ascissa spaziale x e dal tempo t, è definita da:

$$\frac{dA}{dt} = \frac{\partial A}{\partial t} + \frac{\partial A}{\partial x} \frac{dx}{dt} \quad (83)$$

La schematizzazione monodimensionale prevede la rappresentazione dell'alveo del CER attraverso unicamente le sezioni trasversali.

Caratterizzazione delle sezioni trasversali

La geometria delle sezioni trasversali e la quotatura dell'alveo del CER sono contenute nelle tavole di "Progetto esecutivo delle opere principali" datato 1957. In termini di altezza del fondo, si è proceduto all'attualizzazione di quella indicata con i dati risultanti dal rilievo topografico del 1993. Esso ha previsto la determinazione altimetrica di 35 punti in corrispondenza dell'entrata e dell'uscita dei sottopassi del CER e degli impianti di sollevamento. Al fine di individuare univocamente il profilo del canale sono stati eseguiti due rilevamenti. Il primo, nei pressi di San Giorgio in Piano (BO), ha definito il collegamento altimetrico con un caposaldo posto in corrispondenza dell'impianto Pieve di Cento ed un caposaldo dell'Istituto Geografico Militare (IGM). Dalle misure effettuate si è verificato come il caposaldo dell'impianto Pieve di Cento avesse quota 18.86 metri s.l.m. Il secondo rilievo che ha comportato un lavoro più esteso del precedente, ha permesso di collegare il caposaldo dell'IGM ad un riferimento dell'impianto Savio di Mensa Matellica (RA). Il nuovo caposaldo così trovato ha quota 15.09 metri s.l.m. In base alle due quote individuate e sfruttando la condizione che l'acqua nel CER è naturalmente a livello, è stato redatto il profilo altimetrico complessivo del canale dall'impianto Palantone all'impianto Savio. Si ritiene che la precisione con cui sono state individuate le quote dei manufatti costituenti il CER sia dell'ordine di ± 0.03 m.

Per la presente applicazione, le sezioni trasversali da progetto sono state rigidamente traslate verticalmente verso il basso facendo coincidere i valori di quota del loro fondo con quelli risultanti dal rilievo.

Caratterizzazione dell'alveo

Il CER è un canale non erodibile cioè non interessato da fenomeni di rimozione e trasporto di particelle solide dell'alveo. Questo comporta che le dimensioni delle sezioni trasversali siano considerabili invariate nel corso del tempo. Il contorno idraulico trapezio del CER per PS ed ES è interamente rivestito. Le sponde sono caratterizzate da un sottofondo in conglomerato cementizio di spessore pari a 0.10 m su cui sono poggiate lastre in calcestruzzo armato precompresso di spessore pari a 0.05 m. Il rivestimento spondale è inteso ad assicurare: stabilizzazione rispetto al pericolo di frana, difesa da erosione e minima manutenzione. Il fondo è rivestito con conglomerato cementizio gettato in opera (0.12 m) poggiato su un sottofondo di pietrisco (0.15 m). I fenomeni di infiltrazione pertanto sono da ritenersi trascurabili.

Regime di moto

Le dinamiche che si verificano durante il periodo irriguo sono descrivibili sotto l'ipotesi di regime di moto stazionario. La stessa tipologia di dati idraulici misurati lungo l'asta del CER non consente la descrizione di fenomeni a scala temporale inferiore al giorno. Il regime di moto transitorio indicato per descrivere perturbazioni in un sistema a seguito di operazioni automatizzate di controllo, infatti, ha una scala temporale tipica di 10 min (Malaterre and Baume, 1997). La derivata totale, quindi, di una qualsiasi grandezza idraulica A , dipendente dall'ascissa spaziale x e dal tempo t , è definibile come:

$$\frac{dA}{dt} = \frac{\partial A}{\partial x} \frac{dx}{dt} \quad (84)$$

A assume valori costanti in ogni sezione trasversale al passare del tempo ma variabili da sezione a sezione.

Il CER è caratterizzato da debole pendenza del fondo. Lungo PS, ad esempio, essa si attesta a $7.16 \cdot 10^{-5}$. Il numero di Froude (rapporto tra la velocità della corrente e la velocità delle piccole perturbazioni) è minore di 1. Da ciò deriva che le piccole perturbazioni riescono a risalire la corrente che si definisce subcritica o lenta. Dal punto di vista tecnico, quindi, per il caso studio, essa sarà influenzata dalle perturbazioni di valle. La condizione al contorno di tipo geometrico per l'integrazione delle equazioni di Saint-Venant deve essere ricercata a valle.

Condizioni di moto: a superficie libera ed in pressione

Entro il caso studio, la configurazione tipica del CER è quella di adduttore a pelo libero a sezione trapezia. L'attraversamento dei corsi d'acqua naturali è risolto con opere di sottopasso (botti a sifone), costituite da condotti in cemento armato strutturale, idraulicamente ripartiti in due cunicoli affiancati e indipendenti (canne) di sezione rettangolare con dimensioni interne comprese tra i 2 ed i 5 m circa. Le botti prevedono ingressi sommersi mentre, al loro interno, un moto sia a superficie libera e sia in pressione a seconda delle condizioni di portata.

9.2 IL MODELLO IDRAULICO IN HEC-RAS

9.2.1 Modello e risultati per PS

La stima della portata transitante lungo il CER è stata inizialmente svolta attraverso la modellazione idraulica di PS e di ES con il software HEC-RAS (<http://www.hec.usace.army.mil/software/hecras/>). In letteratura, quest'ultimo riporta applicazioni nel campo dei canali ad uso irriguo (Islam et

al., 2008; Shahrokhnia and Javan, 2005; Clemmens et al., 2005). HEC-RAS si è presentato come un software adatto a modellare il presente caso studio poiché contempla le seguenti opzioni:

- modellazione di sistemi monodimensionali;
- simulazione in moto stazionario;
- simulazione in regime subcritico;
- descrizione sia di correnti a superficie libera che in pressione;
- modellazione di alcune opere idrauliche (con la specifica: passaggi tombinati).

Rispetto, tuttavia, ai dati disponibili in termini idraulici, esso ha mostrato significativi limiti tanto da escluderne l'utilizzo per la stima della portata transitante incognita.

In seguito, si descriverà l'applicazione su PS schematizzabile come Reach. Dopo aver inserito i dati geometrici relativi alle sezioni trasversali trapezie e scatolari (River Stations), si è passati alla caratterizzazione idraulica. In particolare, per tutta la lunghezza di PS, è stato imposto un valore medio da letteratura del coefficiente di scabrezza di Manning pari a $0.013 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ (Baume et al., 2006). Un primo elemento di debolezza riscontrato risulta essere l'impossibilità di attuare un processo di ottimizzazione e, quindi, una calibrazione di questa grandezza idraulica rispetto al caso studio. Non è predisposta, infatti, alcuna opzione per il suo inglobamento come parametro in un ciclo di ottimizzazione gestito da programma di calcolo esterno.

In HEC-RAS, la grandezza idraulica di input è la portata (Q). Laddove essa presenti una variazione, devono essere specificati locazione e valore nell'apposito menù; nel caso di regime stazionario: Steady Flow Data → Flow Change Locations and Flow Rates. In output, HEC-RAS restituisce i valori di molteplici grandezze idrauliche (View → Detailed Output Tables) e, in primis, quelli dell'altezza idrica (h), in corrispondenza di ciascuna sezione trasversale.

Il regime di corrente subcritica prevede obbligatoriamente l'inserimento delle condizioni al contorno di valle (Steady Flow Data → Reach Boundary Condition). Nello schema idraulico di PS, esse possono essere solo in termini di altezza idrica giornaliera in corrispondenza di WL IN_2 e WL OUT_2. Questa opzione non è contemplata in HEC-RAS. Infatti, le condizioni al contorno sono esprimibili in termini di: altezza idrica misurata accoppiata alla corrispondente portata (Flow-Known WS El), altezza critica (Critical Depth), altezza di moto uniforme (Normal Depth) o scala delle portate (Rating Curve). La rigidità della sezione di imposizione delle condizioni al contorno in regime di moto stazionario rappresenta un secondo punto di debolezza nell'approccio modellistico in HEC-RAS rispetto al presente caso studio. Esso risulta il più limitante tanto da portare

all'impossibilità di utilizzo del software. Lungo tutto il CER, infatti, non sono presenti misurazioni accoppiate Q-h.

Per poter effettuare comunque un tentativo, è stata imposta una condizione al contorno di valle in termini di moto uniforme. In particolare, è stato inserito il valore della pendenza al fondo ($9.76 \cdot 10^{-5}$) del tronco seguente PS. Successivamente, si è passati alla costruzione della scala delle portate in corrispondenza di WL IN_2. Essa è stata ottenuta secondo un processo per tentativi manuali e, quindi, non è stato possibile utilizzare alcun ciclo automatizzabile. Genericamente, la scala delle portate può essere espressa attraverso formule monomie o formule binomie (Pan et al., 2016; Braca, 2008; Herschy, 1995; Kennedy, 1984; Mosley and McKerchar, 1993; Rantz et al., 1982a; Rantz et al., 1982b; Sauer, 2002). Si è considerato il modello monomio a due parametri (a, b):

$$Q = a h^b \quad (85)$$

I parametri possono essere determinati attraverso una regressione lineare nel piano bi-logaritmico $\log(Q)$ - $\log(h)$ avente espressione:

$$\log(Q) = \log(a) + b \log(h) \quad (86)$$

Per il periodo irriguo dell'anno 2015, sono stati quindi selezionati in modo random 23 valori giornalieri misurati di altezza idrica in corrispondenza di WL IN_2. Come input al modello in HEC-RAS, per tentativi, sono stati inseriti valori di portata in tale punto che restituissero, in output, valori simulati di altezza idrica uguali a quelli da misurazione. In questo modo si sono ottenute 23 coppie Q-h. Esse, rappresentate nel piano bi-logaritmico $\log(Q)$ - $\log(h)$, sono state interpolate attraverso regressione lineare. I valori ottenuti dei parametri a e b sono $5.37 \cdot 10^{-11}$ e 9.64, rispettivamente.

Per ogni giorno j, la portata in corrispondenza di WL IN_1 è stata calcolata andando a sommare al valore attribuito in corrispondenza di WL IN_2 quelli in corrispondenza delle derivazioni irrigue secondo la metodologia descritta al Capitolo 8. Essendo così noti tutti i dati di input necessari per l'implementazione del modello idraulico di PS, si è proceduto a simulare 23 scenari in moto stazionario; uno per ogni giorno j. Al fine di confrontare i valori di altezza idrica simulati e misurati in corrispondenza di WL IN_1, i primi possono essere plottati sull'asse x mentre i secondi sull'asse y (Tedeschi, 2006; St-Pierre, 2016; Harrison, 1991; Mayer and Butler, 1993; Mayer et al., 1994). In questa forma di rappresentazione cartesiana, tutti i punti giacenti sulla bisettrice $y=x$ rappresentano la perfetta corrispondenza tra valori risultati da modello e misurati; per cui l'intercetta e la pendenza risultano essere 0 e 1, rispettivamente (Dent and Blackie, 1979). Per l'anno in esame (2015) si può notare come i valori riportati siano soddisfacenti attestandosi a 0.304 per il primo e 0.977 per il secondo (Figura 22). Un terzo elemento di debolezza rispetto all'utilizzo di HEC-RAS risiede nel lancio delle simulazioni in regime di moto stazionario. In particolare, per ciascun giorno j, deve

essere lanciata manualmente una sola simulazione con i rispettivi valori di portata senza la possibilità di alcuna automazione. Questo ha portato all'analisi di un set ridotto di giorni (23) rispetto ai complessivi 73 dell'intero periodo irriguo.

Successivamente, la scala delle portate è stata utilizzata per determinare i valori di portata in corrispondenza di WL IN_2 a partire da quelli misurati di altezza idrica per gli altri tre anni di analisi (2012, 2013, 2014). Il set di giorni esaminato risulta essere lo stesso del 2015. Noti tutti i dati di input necessari per far girare il modello in HEC-RAS, sono state eseguite simulazioni in regime stazionario; una per ogni giorno j . In seguito (Figura 22), si riportano i risultati dell'interpolazione lineare di valori di altezza idrica simulati-misurati per tutti e quattro gli anni di analisi in corrispondenza di WL IN_1. Si noti come i valori di coefficiente angolare si attestino in prossimità dell'ottimale mentre quelli di intercetta abbiano scostamenti piuttosto significativi con valore massimo per l'anno 2012 (3.215).

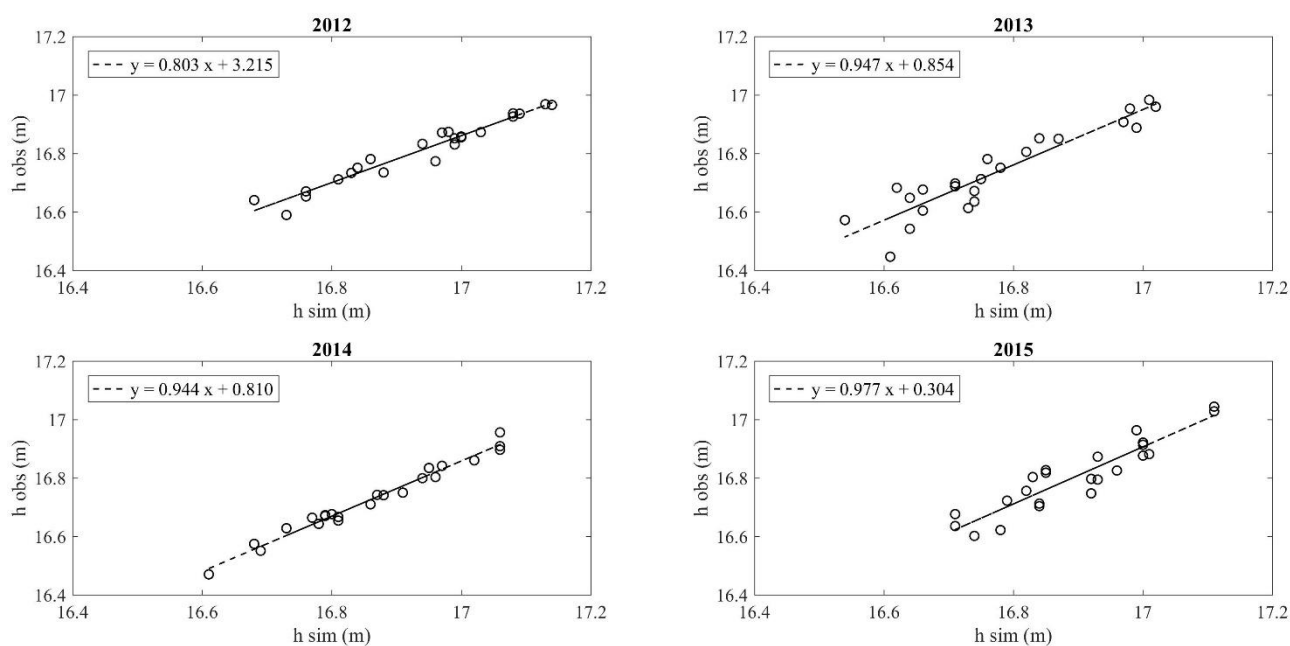


Figura 22. Per ogni anno y , l'interpolazione lineare tra altezze idriche simulate (h_{sim}) e misurate (h_{obs}) in corrispondenza di WL IN_1.

Gli aspetti di debolezza risultanti dall'utilizzo del software HEC-RAS per la modellazione idraulica di PS al fine di stimare i valori di portata transitante sono tre: impossibilità di ottimizzazione automatica di grandezze idrauliche quali il coefficiente di scabrezza, mancata possibilità di inserimento di condizioni al contorno unicamente in termini di altezza idrica in regime di moto stazionario ed inserimento manuale del set di dati di input per ogni simulazione in regime di moto

stazionario. Il secondo punto risulta decisivo per l'applicazione al presente caso studio poiché lungo il CER le misure sono unicamente disponibili in termini di altezze idriche.

Al fine di valutare la stabilità dei risultati ottenuti per PS, in particolare l'utilizzo della scala delle portate in corrispondenza di WL IN_2, si è passati all'analisi del Segmento Esteso (ES).

9.2.2 Modello e risultati per ES

In HEC-RAS è stato considerato un unico tronco (Reach) avente estremità di monte e di valle in corrispondenza di WL OUT_0 e WL IN_2, rispettivamente e, quindi, composto dai due segmenti: ES e PS. Il primo è caratterizzato da un coefficiente di scabrezza di Manning imposto costante pari a $0.013 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ (Baume et al., 2006). Inoltre, la stima delle derivazioni irrigue sulla sua lunghezza è svolta secondo la metodologia espressa in Capitolo 8. Se si considera lo stesso set di giorni di Capitolo 9.2.1, si nota come i valori di input all'estremità di valle (WL IN_2) dell'unico tronco siano quelli ricavati dalla scala delle portate di PS. Sommando ad essi i contributi stimati delle derivazioni irrigue, si ricavano le portate da imporre come entranti in corrispondenza di WL OUT_0 nella sezione di regime stazionario: Steady Flow Data→Flow Change Locations and Flow Rates. In output, si otterranno i valori di molteplici grandezze idrauliche e, in particolare, quelli di altezza idrica (h) simulata in corrispondenza di ogni sezione trasversale. La condizione al contorno di valle dell'unico tronco è la stessa imposta per PS in termini di valore della pendenza al fondo del tratto seguente. Si è fatto girare, quindi, il modello in HEC-RAS di quest'unico tronco per ogni giorno j in regime di moto stazionario. Per ciascun anno y, sono state riportate le coppie di altezze idriche simulata-misurata in corrispondenza di WL OUT_0 su un piano cartesiano al fine di valutare i valori dei parametri della retta interpolante (Figura 23).

Si noti come, i risultati in termini di intercetta differiscano significativamente rispetto al valore ottimale 0 per tutti gli anni di analisi. Si ottengono, infatti, valori medio e massimo di 8.307 e 12.242 (per il 2012), rispettivamente. Anche in termini di coefficiente angolare, si hanno scostamenti significativi rispetto a 1 e a quanto ottenuto per PS. Sui quattro anni, infatti, il valore medio risulta 0.515 mentre quello minimo di 0.306 (per il 2012).

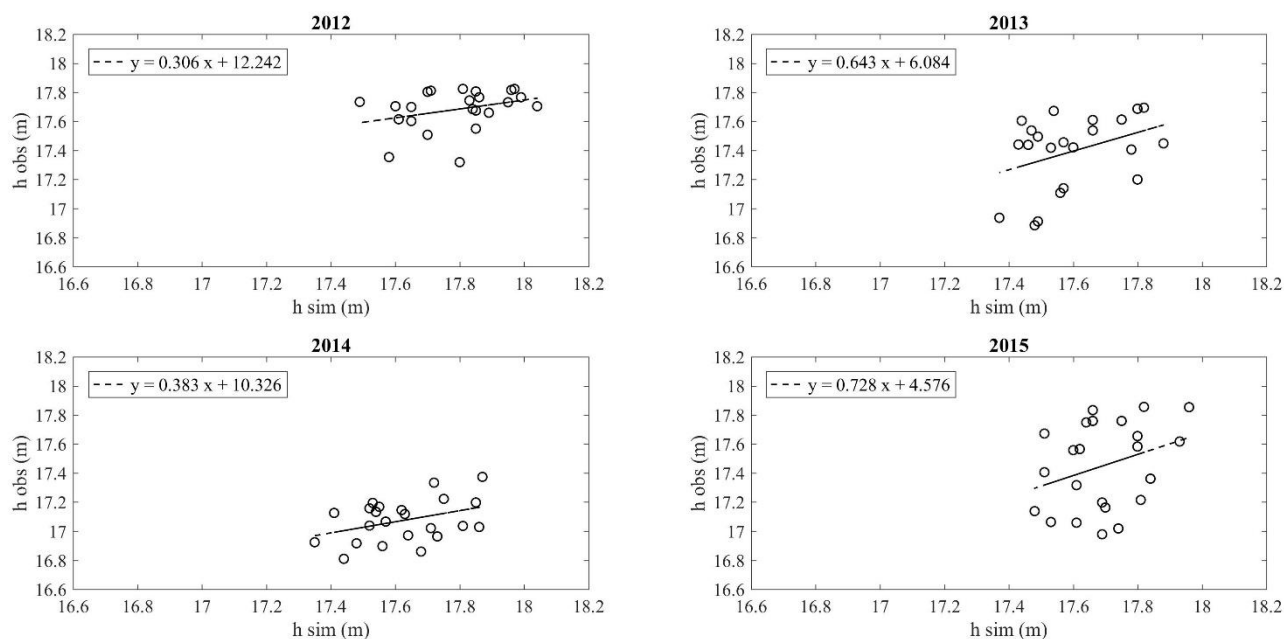


Figura 23. Per ogni anno y , l'interpolazione lineare tra altezze idriche simulate (h_{sim}) e misurate (h_{obs}) in corrispondenza di WL OUT_0.

I risultati ottenuti dall'implementazione del modello idraulico di ES sottolineano come la metodologia di calcolo delle portate transanti a partire dalla scala delle portate risulti stabile su un segmento geometricamente e funzionalmente semplice rappresentante una realtà controllata mentre riporti criticità su un segmento più complesso. Le criticità esplicitate al termine dell'analisi di PS restano valide e assumono ancora più rilievo dopo l'analisi di ES. In particolare, l'impossibilità di inserimento di condizioni al contorno unicamente in termini di altezza idrica in regime di moto stazionario assume ruolo decisivo.

A seguito di un'accurata ricerca bibliografica, pertanto, si è individuato come strumento in grado di risolvere il problema idraulico di stima della portata transitante lungo l'asta del CER (in particolare per PS ed ES) il software SIC². Quest'ultimo è stato pensato e, ad oggi, continua ad essere sviluppato, per le operazioni di gestione e monitoraggio di canali ad uso irriguo lungo i quali il numero di misurazioni in termini di portata è limitato ed affetto da pesanti incertezze o addirittura assente (Jean-Baptiste et al., 2011).

9.3 IL MODELLO IDRAULICO IN SIC²

9.3.1 Introduzione

La ricerca bibliografica ha messo in evidenza come il filone di attuale ricerca relativo alle operazioni di controllo sui canali irrigui ai fini di risparmio e di ottimizzazione della risorsa sia trattato principalmente dai gestori attraverso il software SIC² (Capitolo 3.4). Quest'ultimo si presenta come un modello di simulazione che prevede la descrizione di una vasta gamma di configurazioni idrauliche per la pianificazione e la progettazione delle operazioni di controllo e di automazione.

Rispetto alla stima dei valori di portata transitante, il software HEC-RAS ha rivelato molteplici punti deboli. Primo tra tutti la mancata possibilità di imposizione delle condizioni al contorno in termini di altezza idrica misurata ad entrambi gli estremi (monte e valle) di ciascun segmento considerato. Essa rappresenta la tipica configurazione, in termini di misure disponibili, lungo tutto il CER. L'attenzione, quindi, è stata rivolta al software SIC² che, dall'analisi bibliografica, si è palesato poter essere più performante rispetto sia alla descrizione di infrastrutture idrauliche tipiche dei canali irrigui e sia all'imposizione delle condizioni al contorno.

Il suo utilizzo è stato reso possibile grazie all'esperienza all'estero nell'ambito del presente percorso di dottorato. Essa, infatti, si è tenuta presso la struttura IRSTEA (Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture, Montpellier, Francia) con riferimento al gruppo di ricerca GHOST (Gestion Hydraulique, Optimisation et Supervision des Transferts d'Eau). Quest'ultimo tratta l'ottimizzazione e la caratterizzazione dei meccanismi di trasporto dell'acqua attraverso lo sviluppo di molteplici logiche di simulazione; tra esse la principale è appunto SIC². Il lavoro è stato svolto con la supervisione del Dott. Pierre-Olivier Malaterre, coordinatore del gruppo GHOST. Il software è stato reso disponibile all'utilizzazione fino al termine del periodo di dottorato.

La stima delle portate transitive utilizzando SIC² ha previsto, inizialmente, la soluzione dello schema idraulico di PS. In particolare, è stato sviluppato un modello idraulico ottimizzato rispetto alle variabili idrauliche (coefficienti di scabrezza e di portata) riportando performances ottime. Successivamente, si è passati all'applicazione e, quindi, alla soluzione dello schema idraulico di ES. Quest'ultimo è caratterizzato da una maggiore complessità in termini geometrici ed idraulici oltre che da un numero limitato di punti di misura. Pertanto, i risultati in termini di portata transitante ottenuti su PS sono stati utilizzati per l'implementazione modellistica di ES. L'ottimizzazione rispetto alle variabili idrauliche coefficienti di scabrezza e di portata ha condotto a performances soddisfacenti anche se non ottime come quelle riscontrate su PS.

I punti di forza nel processo di stima delle portate transitanti con l'utilizzo del software SIC² (versione: 5.38c) sono:

- in regime di moto stazionario, calcolo dei valori di portata sotto condizioni al contorno unicamente in termini di altezza idrica misurata (PS);
- in regime di moto stazionario, calcolo dell'altezza idrica sotto condizioni al contorno in termini di portata (a monte) ed in termini di altezza idrica (a valle) (ES);
- possibilità di lancio con una sola simulazione di una serie di scenari in regime di moto stazionario;
- interazione tra il codice di simulazione SIC² e quelli di calcolo, nello specifico Matlab® (versione: 9.1);
- possibilità di parametrizzare le variabili idrauliche e di ottimizzare i loro valori attraverso un processo automatizzato (dialogo tra SIC² e codici di calcolo esterni);
- scrittura di un unico file di regolazione (BOLST file) in cui sono elencati i richiami di tutti i file contenenti le condizioni al contorno;
- interpolazione a scala temporale delle condizioni al contorno.

È importante sottolineare come, essendo SIC² in continua fase di aggiornamento da parte del gruppo GHOST, il presente caso studio e le sue specifiche abbiano contribuito a migliorarne alcune prestazioni (maggiore stabilità dell'interfaccia, aumento delle cifre significative nella scrittura e nella lettura dei file di regolazione).

9.3.2 Risoluzione dello schema idraulico di PS

Modulo geometrico

Planimetricamente, PS viene tracciato in SIC² da monte verso valle rispetto alla direzione del flusso utilizzando in background l'immagine satellitare tratta da Google Earth®. Esso è schematizzato come un unico ramo (Branch) costituito da 7 tronchi (Reach) e 8 nodi (Node). Il nodo a monte del sistema rappresenta l'entrata ed è collocato in corrispondenza di WL IN_1. Viceversa, il nodo a valle del sistema costituisce l'uscita e si trova in corrispondenza di WL OUT_2. I sei nodi interni rappresentano le derivazioni irrigue (Figura 24).



Figura 24. In SIC^2 , PS è schematizzato come un unico ramo costituito da 7 tronchi ognuno delimitato da 2 nodi consecutivi. I nodi di monte e di valle sono indicati rispettivamente con Up e Dn mentre quelli delle derivazioni irrigue con Off (Off1,...,Off6).

Lungo PS vengono definite le sezioni dati trasversali. Per i tratti a sezione trapezia, esse sono descritte utilizzando la forma larghezza/altezza; le larghezze in sommità variano nel range 36-32 m mentre le altezze tra 6 m e 4.7 m. I passaggi tombinati con lunghezze di 139.28 m (Culv_1) e di 92.08 m (Culv_2), rispettivamente, sono caratterizzati da sezioni chiuse rettangolari di aree pari a 36 m^2 e 31.5 m^2 . Il comportamento idraulico di questi sottopassi prevede un ingresso sommerso e, al loro interno, una condizione di flusso a superficie libera od in pressione. Per i primi 700 m, la quotatura del fondo del canale passa da 12.81 m s.l.m. a 13.74 m s.l.m. Successivamente, la pendenza risulta costante con un valore altimetrico finale di 13.32 m s.l.m. Dopo avere inserito i dati descritti, si è generata la mesh geometrica con il comando TALWEG (Figura 25).

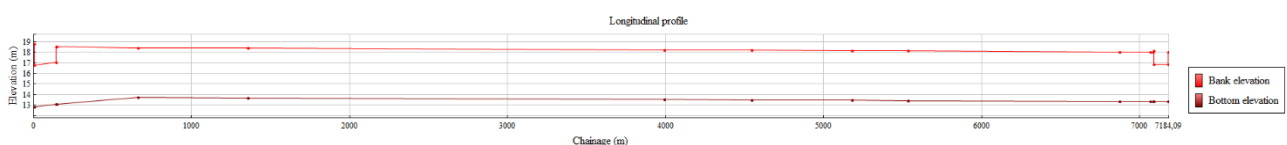


Figura 25. I profili di sponde (Bank elevation) e di fondo (Bottom elevation) lungo PS ottenuti dalla mesh geometrica con comando TALWEG.

Modulo idraulico

Lo schema idraulico di PS prevede quattro punti di misura in termini idrometrici: WL IN_1, WL OUT_1, WL IN_2 e WL OUT_2 (Figura 18). Per ogni anno y , ad essi corrispondono i vettori contenenti i valori di altezza idrica misurata giornalmente denominati: $Z1_{obs,y}$, $Z2_{obs,y}$, $Z3_{obs,y}$ e $Z4_{obs,y}$.

$$Z1_{obs,y} = \begin{pmatrix} Z1_{obs_1} \\ Z1_{obs_2} \\ Z1_{obs_j} \\ \vdots \\ Z1_{obs_{73}} \end{pmatrix} \quad Z2_{obs,y} = \begin{pmatrix} Z2_{obs_1} \\ Z2_{obs_2} \\ Z2_{obs_j} \\ \vdots \\ Z2_{obs_{73}} \end{pmatrix} \quad Z3_{obs,y} = \begin{pmatrix} Z3_{obs_1} \\ Z3_{obs_2} \\ Z3_{obs_j} \\ \vdots \\ Z3_{obs_{73}} \end{pmatrix} \quad Z4_{obs,y} = \begin{pmatrix} Z4_{obs_1} \\ Z4_{obs_2} \\ Z4_{obs_j} \\ \vdots \\ Z4_{obs_{73}} \end{pmatrix} \quad (87)$$

Dove

j è l'indice giornaliero per un certo anno y ($j=1,...,73$).

I vettori $Z1_{obs,y}$ e $Z4_{obs,y}$ sono utilizzati per la definizione delle condizioni al contorno nel modello idraulico. $Z2_{obs,y}$ e $Z3_{obs,y}$, invece, consentono di svolgere il processo di ottimizzazione e di valutare le prestazioni del modello ottenuto. Quindi, WL IN_1 e WL OUT_2 sono punti di imposizione delle condizioni al contorno, mentre WL OUT_1 e WL IN_2 di controllo.

Per ogni sezione trasversale viene definito il coefficiente di scabrezza di Manning come variabile parametrizzabile ed imposto il valore medio da letteratura $0.013 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ (Baume et al., 2006). Si passa, poi, alla caratterizzazione dell'entrata di ciascuno dei due sottopassi (Culv_1 e Culv_2). Essa è definita attraverso il "gate discharge coefficient" cioè il coefficiente di portata che risulta variabile parametrizzabile ed a cui viene imposto il valore da letteratura 0.6 (Nielsen and Weber, 2000; Lozano et al., 2010). Poiché per poter eseguire le simulazioni dal programma è richiesto un valore iniziale di portata all'entrata del sistema ne si impone uno verosimile ($10 \text{ m}^3/\text{s}$) per la verifica della consistenza idraulica del sistema. Le condizioni al contorno in corrispondenza degli estremi di PS (nodi di monte WL IN_1 e di valle WL OUT_2) sono imposte in termini idrometrici; quelle in corrispondenza delle derivazioni (nodi intermedi), invece, in termini di portata. Al fine di ottenere un'agevole gestione di queste serie di dati si è definito un set di regolatori (Figura 26 e Figura 27).

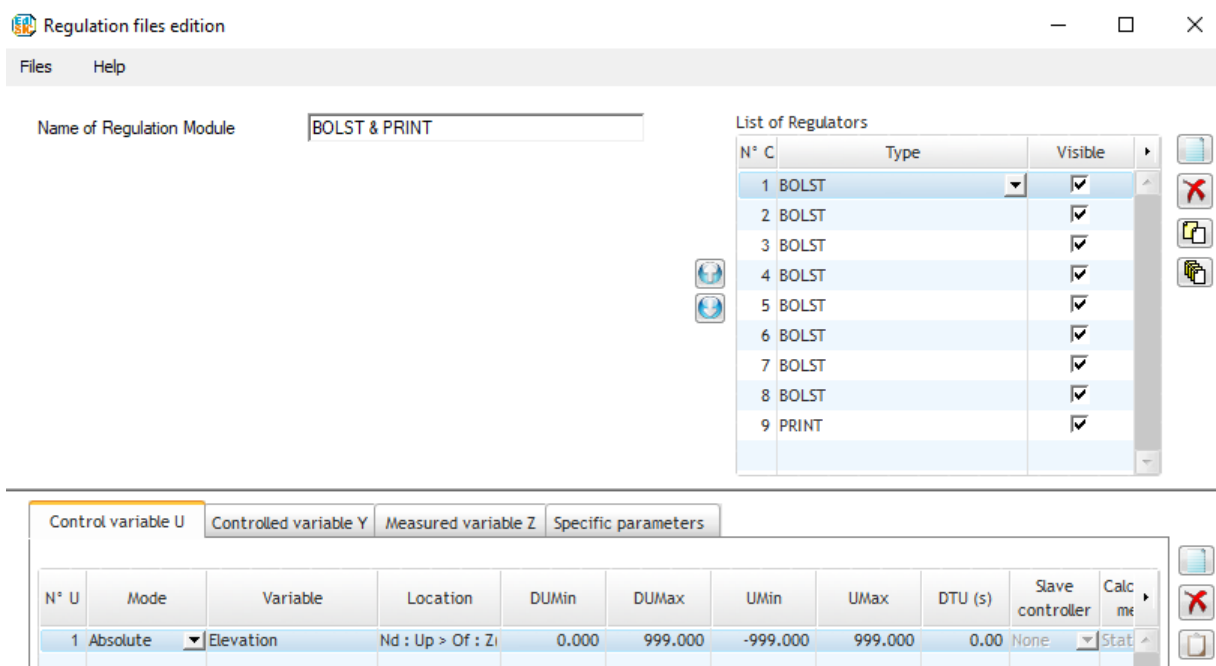


Figura 26. Nella sezione di regolazione, viene creato il set **BOLST&PRINT** contenete regolatori **BOST** e **PRINT**. Esso genera un unico file (**bolst.txt**) con le condizioni al contorno. In più sono estraibili i risultati (portata, altezza idrica, velocità, perimetro ed area bagnati) da simulazione per i punti: **WL IN_1**, **WL OUT_1**, **WL IN_2** e **WL OUT_2**.

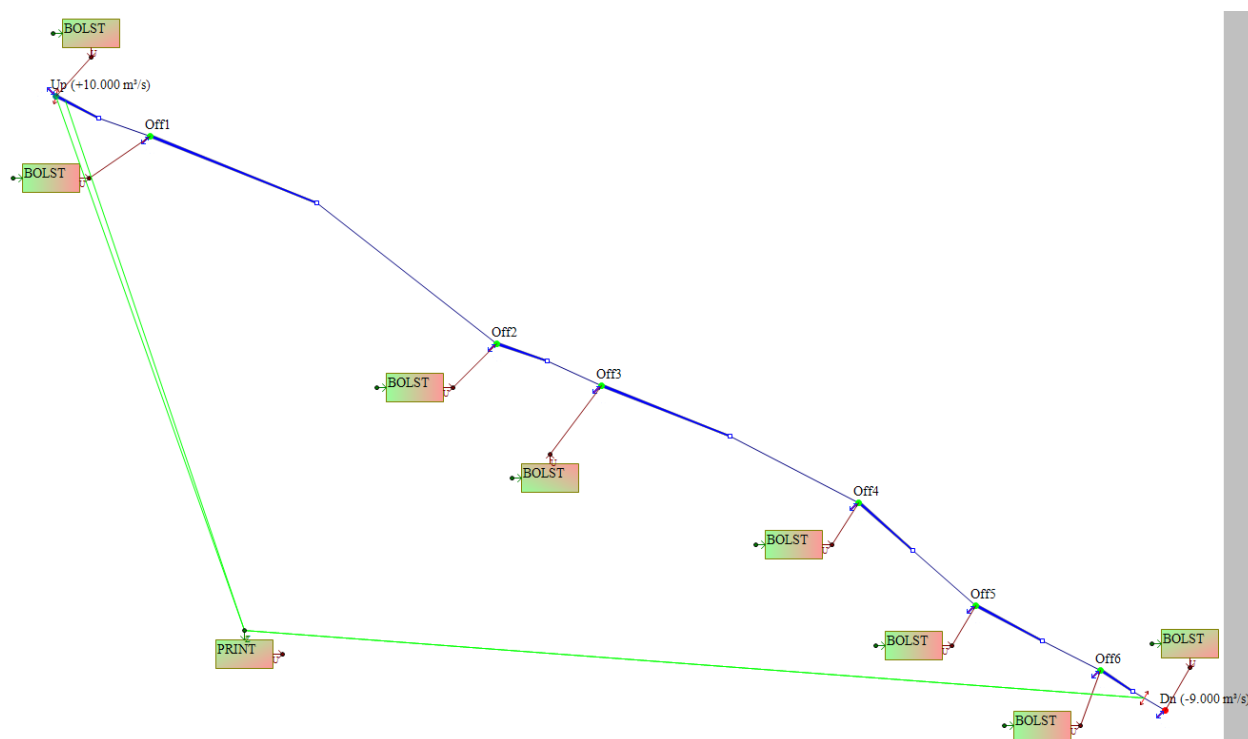
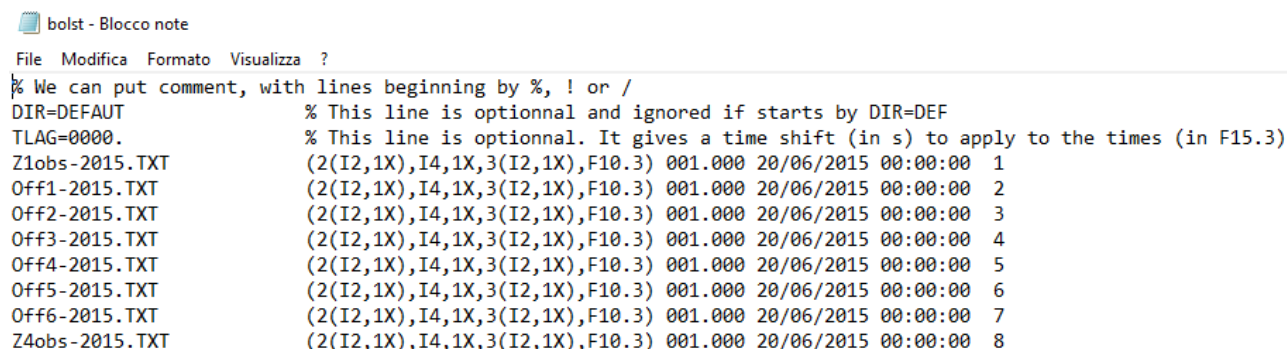


Figura 27. Sulla schematizzazione planimetrica di PS sono indicati graficamente i regolatori **BOLST** e **PRINT** costituenti il set **BOLST&PRINT**.

Per ogni anno di analisi y, è generato un file (bolst.txt) in cui sono elencati i riferimenti ad ulteriori file di testo contenenti i dati idrometrici (misurati) o di portata (stimati secondo il Capitolo 8) in corrispondenza di ciascuno degli otto nodi. In Figura 28 è riportato l'esempio per l'anno 2015.



```
bolst - Blocco note
File Modifica Formato Visualizza ?
% We can put comment, with lines beginning by %, ! or /
DIR=DEFAULT % This line is optional and ignored if starts by DIR=DEF
TLAG=0000. % This line is optional. It gives a time shift (in s) to apply to the times (in F15.3)
Z1obs-2015.TXT (2(I2,1X),I4,1X,3(I2,1X),F10.3) 001.000 20/06/2015 00:00:00 1
Off1-2015.TXT (2(I2,1X),I4,1X,3(I2,1X),F10.3) 001.000 20/06/2015 00:00:00 2
Off2-2015.TXT (2(I2,1X),I4,1X,3(I2,1X),F10.3) 001.000 20/06/2015 00:00:00 3
Off3-2015.TXT (2(I2,1X),I4,1X,3(I2,1X),F10.3) 001.000 20/06/2015 00:00:00 4
Off4-2015.TXT (2(I2,1X),I4,1X,3(I2,1X),F10.3) 001.000 20/06/2015 00:00:00 5
Off5-2015.TXT (2(I2,1X),I4,1X,3(I2,1X),F10.3) 001.000 20/06/2015 00:00:00 6
Off6-2015.TXT (2(I2,1X),I4,1X,3(I2,1X),F10.3) 001.000 20/06/2015 00:00:00 7
Z4obs-2015.TXT (2(I2,1X),I4,1X,3(I2,1X),F10.3) 001.000 20/06/2015 00:00:00 8
```

Figura 28. Nel file di testo bolst.txt generato dal set BOLST&PRINT sono elencati i richiami ai file contenenti le condizioni al contorno di monte (Z1obs-2015) e di valle (Z4obs-2015) e quelle in corrispondenza delle derivazioni irrigue (Off1-2015,...,Off6-2015).

Le simulazioni del modello idraulico possono essere svolte in regime di moto stazionario (FLUVIA) o transitorio (SIRENE) e restituiscono i valori di portata transitante e di altezza idrica lungo PS. L'utilizzo della prima può essere giustificato dalle dinamiche lente che si verificano lungo il CER e dal risparmio di memoria CPU e tempo. Per testare la validità dell'assunzione di regime di moto stazionario, si è considerato l'anno 2015. In particolare, si sono valutati i valori simulati di altezza idrica e di portata in corrispondenza di WL OUT_1 e WL IN_2 sotto diverse condizioni: moto stazionario con time step di 1 giorno, moto transitorio con time step di 1 giorno e di 10 minuti. Si noti come, per il moto transitorio, l'intervallo temporale tipico per simulazioni che interessano la gestione dei canali irrigui sia proprio quest'ultimo (Malaterre and Baume, 1997). I risultati in termini di altezza idrica e di portata simulate estratti dalle simulazioni attraverso il regolatore PRINT (Figura 26) riportano differenze nulle o trascurabili per le diverse condizioni (Capitolo 12.1.1). Pertanto, i modelli idraulici di PS e di ES sono stati implementati in regime di moto stazionario. Elemento importante risulta essere la possibilità di lanciare una sola volta la simulazione e di ottenere n-scenari simulati per gli n-time step definiti; nel presente caso 73 scenari uno per ogni giorno del periodo irriguo di analisi.

Ottimizzazione del modello idraulico

Il modello finora descritto è basato su valori attribuiti secondo letteratura alle variabili idrauliche (coefficienti di scabrezza e di portata). Un approccio più raffinato prevede una sua ottimizzazione.

Per l'anno y , sono definibili $Z2_{sim,y}$ e $Z3_{sim,y}$, vettori contenenti i valori idrometrici giornalieri simulati in corrispondenza dei punti di controllo WL OUT_1 e WL IN_2, rispettivamente:

$$Z2_{sim,y} = \begin{pmatrix} Z2_{sim_1} \\ Z2_{sim_2} \\ Z2_{sim_j} \\ \vdots \\ Z2_{sim_{73}} \end{pmatrix} \quad Z3_{sim,y} = \begin{pmatrix} Z3_{sim_1} \\ Z3_{sim_2} \\ Z3_{sim_j} \\ \vdots \\ Z3_{sim_{73}} \end{pmatrix} \quad (88)$$

Dove

j è l'indice giornaliero per un certo anno y ($j=1,...,73$).

Inoltre, sono ottenibili i vettori $diff2_y$ e $diff3_y$ come:

$$diff2_y = Z2_{sim,y} - Z2_{obs,y} \quad (89)$$

$$diff3_y = Z3_{sim,y} - Z3_{obs,y}$$

Il processo di ottimizzazione prevede: la definizione di un set di parametri da valutare, l'espressione di un criterio da minimizzare e l'implementazione di una funzione di minimizzazione. Esso si basa sulla possibilità di dialogo tra SIC² e codici di calcolo esterni, nello specifico Matlab®.

Il set di parametri è costituito dalle variabili idrauliche parametrizzabili: coefficienti di portata all'ingresso del sottopasso del torrente Idice (Cd1) e all'ingresso del sottopasso del torrente Quaderna (Cd2) ed i coefficienti di scabrezza di Manning lungo PS (n) ed entro i sottopassi Culv_1 (n1) e Culv_2 (n2). Inoltre, è definito un fattore di scala (Cq) applicabile ai valori di portata prelevata in corrispondenza delle derivazioni irrigue (calcolati secondo il Capitolo 8).

Per un dato anno y , il criterio da minimizzare (J) si basa sui vettori: $diff2_y$, $diff3_y$, $\sigma2_y$ e $\sigma3_y$. Gli ultimi due contengono i pesi da applicare agli elementi dei vettori delle altezze idriche misurate al fine di considerare la presenza di eventuali possibili errori (misure definite come "sospette"). J viene espresso come:

$$J = \sqrt{\sum_{j=1}^e \left[\frac{(diff2_y)^2}{\sigma2_y^2} + \frac{(diff3_y)^2}{\sigma3_y^2} \right]} \quad (90)$$

La funzione di minimizzazione è la funzione *fminsearch* già implementata in Matlab®. Essa si basa sull'algoritmo NELDER-MEAD che permette l'ottimizzazione non lineare di funzioni definite su un dominio a n -dimensioni. Non vengono utilizzate derivate ma è introdotto il concetto di semplice, un particolare tipo di politopo ad $n+1$ vertici in uno spazio n -dimensionale (Nelder and Mead, 1965).

In SIC² le variabili idrauliche menzionate vengono caratterizzate come parametrizzate. In Matlab®, invece, sono creati due file: un file script (Batch.m) e un file funzione (J.m). Nel Batch file è

contenuta, innanzitutto, l'indicazione della directory in cui il modello idraulico è stato salvato. Successivamente è definito l'anno y per il quale si vuole svolgere il processo di ottimizzazione. Si noti come, attraverso questo input, sia particolarmente agevole passare da un anno di analisi ad un altro. Nel Batch file sono presenti inoltre: i richiami ai vettori $Z2_{obs,y}$ e $Z3_{obs,y}$, la definizione del vettore $X0$ contenete i valori iniziali dei parametri su cui si svolgerà il processo di ottimizzazione (valori da letteratura) e la funzione di minimizzazione. Le indicazioni per gli output grafici prevedono la rappresentazione dell'andamento, rispetto alle iterazioni del processo, dei valori degli elementi contenuti in $diff2_y$ e $diff3_y$ e di quelli assunti da J (Figura 29a) e dai parametri presenti nel vettore X (Figura 29b).

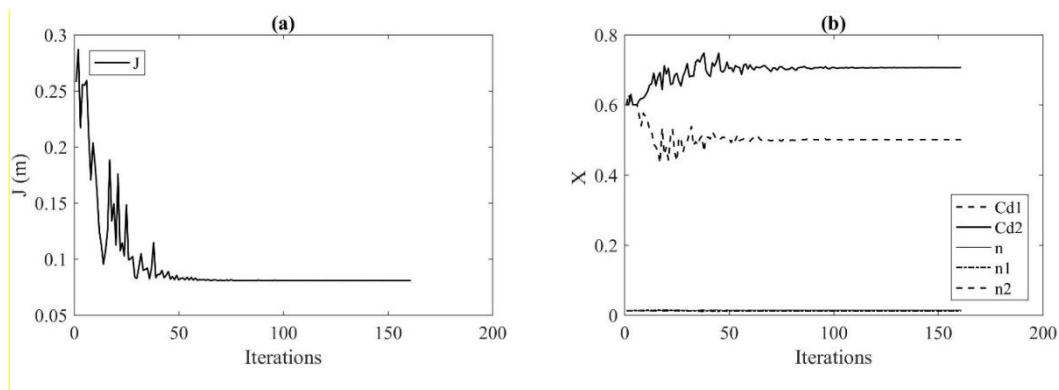


Figura 29. Per l'anno 2015, gli andamenti del criterio J (a) e delle variabili idrauliche parametrizzate contenute nel vettore X (b) in funzione del numero di iterazioni.

Infine, è predisposto un grafico nel quale, per ogni parametro, vengono rappresentati i valori assunti da J in corrispondenza delle 21 iterazioni attorno al valore di minimo individuato (Figura 30).

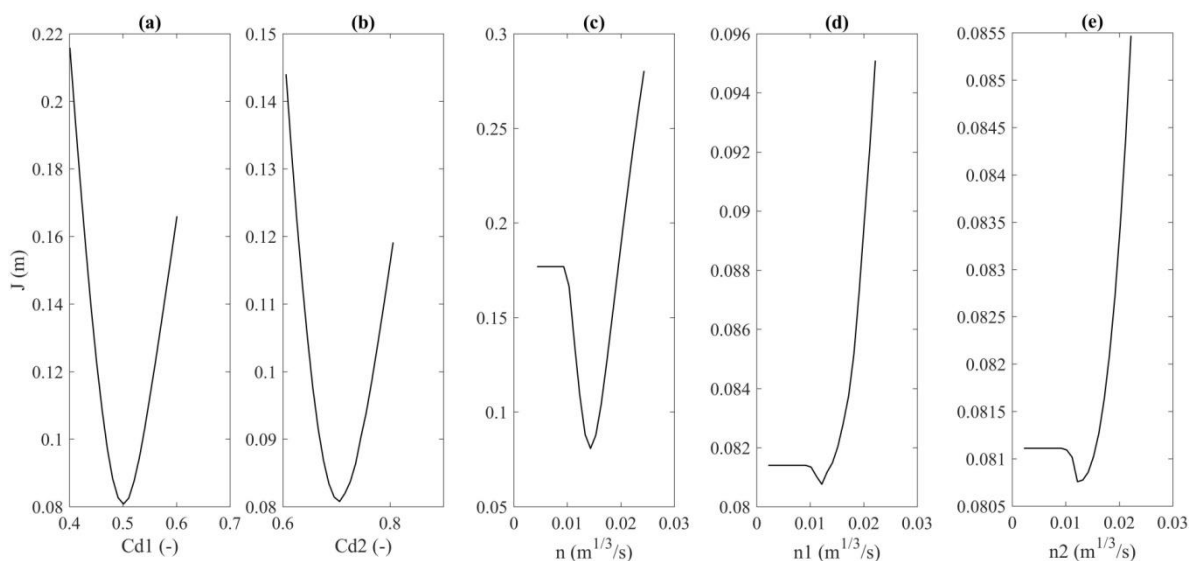


Figura 30. Per l'anno 2015, i valori di J per le 21 iterazioni che restituiscono il valore minimo di ogni variabile idraulica parametrizzata. Si nota come in tutti i casi queste ultime riportino minimi reali.

Si può, quindi, verificare se quest'ultimo sia reale o locale rispetto al criterio di ottimizzazione.

Nel file funzione J, è indicato il .par file cioè il file creato da SIC² contenente le variabili idrauliche parametrizzate. Successivamente, è generato il file di regolazione bolst.txt. In particolare, i .txt file contenenti i dati di altezza idrica e di portata in corrispondenza dei nodi di monte e di valle e di quelli intermedi indicanti le derivazioni sono specificati. A questi ultimi è associato il fattore di scala Cq. Attraverso specifiche righe di comando, il software SIC² viene richiamato nell'ambiente Matlab® e viene esplicitata l'esecuzione della simulazione in regime di moto stazionario. Il comando *SicExport* abilita, poi, l'esportazione dei risultati in termini di altezza idrica in corrispondenza dei due punti di controllo in formato .txt. Essi sono letti in Matlab® e sono contenuti nei vettori $Z2_{sim,y}$ e $Z3_{sim,y}$. Attraverso un ciclo *for*, viene svolto il processo iterativo sul criterio da minimizzare J (Equazione 90).

Una volta completato il processo, sulla Command Window di Matlab® compare una stringa contenente il set di valori ottimizzati dei parametri: Cd1, Cd2, n, n1, n2 e Cq. Inserendo questi ultimi in corrispondenza delle variabili idrauliche parametrizzate in SIC², il modello idraulico risulterà ottimizzato e restituirà i valori di altezza idrica e di portata lungo tutto PS.

Il processo di ottimizzazione è caratterizzato da un costo di J (costJ). Quest'ultimo fornisce l'indicazione dello scostamento tra simulazione e misurazione (in termini di altezza idrica) in corrispondenza dei due punti di controllo. Esso corrisponde al valore di J al termine del processo di ottimizzazione. Tra i risultati (esposti in modo dettagliato nel Capitolo 12), ci si sofferma sul parametro Cq. Per tutti gli anni di analisi, esso assume valori ottimizzati prossimi all'unità e, inoltre, rappresentanti minimi locali rispetto a J. Ciò significa che le derivazioni irrigue non hanno rilevanza ai fini del processo di ottimizzazione. Pertanto, il fattore di scala Cq può essere eliminato dal set di parametri da utilizzare.

Un aspetto particolarmente importante risulta essere l'affidabilità dei dati disponibili misurati in termini di altezza idrica. Errori possono inficiare le condizioni al contorno ai nodi di monte e di valle del sistema (WL IN_1 e WL OUT_2) così come le condizioni per l'ottimizzazione (WL OUT_1 e WL IN_2). Nel primo caso, essi hanno impatto sul modello e, quindi, i risultati ottenuti non sono da considerare come rappresentativi della realtà. Nel secondo caso, le misure affette da errore incidono sul processo di ottimizzazione. I giorni interessati da misure "sospette" sono pesati nel processo di ottimizzazione attraverso gli elementi contenuti nei vettori σ_{2y} e σ_{3y} . In particolare, se per il giorno j-esimo il dato idrometrico è ritenuto probabilmente affetto da errore, il peso attribuito è 10; viceversa, è 1. È stato messo a punto un metodo per individuare le misure

“sospette”. Per ciascun anno di analisi, sono considerati i vettori: $Z1_{obs,y}$, $Z2_{obs,y}$, $Z3_{obs,y}$, $Z4_{obs,y}$, $Q2_{sim,y}$ e $Q3_{sim,y}$.

Gli ultimi due contengono i valori di portata simulati in corrispondenza dei sottopassi Culv_1 e Culv_2, rispettivamente:

$$Q2_{sim,y} = \begin{pmatrix} Q2_{sim_1} \\ Q2_{sim_2} \\ Q2_{sim_j} \\ \vdots \\ Q2_{sim_{73}} \end{pmatrix} \quad Q3_{sim,y} = \begin{pmatrix} Q3_{sim_1} \\ Q3_{sim_2} \\ Q3_{sim_j} \\ \vdots \\ Q3_{sim_{73}} \end{pmatrix} \quad (91)$$

Dove

j è l'indice giornaliero per un certo anno y ($j=1,...,73$).

Il metodo prevede il calcolo dei vettori:

$$\delta_{\Delta y} = Z2_{obs,y} - Z3_{obs,y} \quad (92)$$

$$\delta_{\Delta 1y} = Z1_{obs,y} - Z2_{obs,y}$$

$$\delta_{\Delta 2y} = Z3_{obs,y} - Z4_{obs,y}$$

Per il giorno j -esimo, gli elementi $\delta_{\Delta j}$, $\delta_{\Delta 1j}$ e $\delta_{\Delta 2j}$ rappresentano, rispettivamente, le differenze in termini di altezza idrica lungo PS ed in corrispondenza di Culv_1 e di Culv_2. Le coppie di vettori $\delta_{\Delta y}$ - $\delta_{\Delta 1y}$ e $\delta_{\Delta y}$ - $\delta_{\Delta 2y}$ vengono rappresentate in due grafici distinti (denominati Graf_1 e Graf_2) per poter comprendere quali siano le misure affette da errore. In Graf_1 le coppie di elementi $\delta_{\Delta j}$ - $\delta_{\Delta 1j}$ sono interpolate linearmente attraverso la funzione Matlab® *Basic fitting*. Analogamente, viene svolto in Graf_2 per le coppie $\delta_{\Delta j}$ - $\delta_{\Delta 2j}$. Se l'elemento $\delta_{\Delta j}$ si configura come un outlier per l'interpolazione in Graf_1 ma non per quella in Graf_2, la misura “sospetta” sarà in corrispondenza di $Z1_{obsj}$; viceversa essa si collocherà in $Z4_{obsj}$. Per valutare se il dato affetto da errore si trovi in corrispondenza di $Z2_{obsj}$ o di $Z3_{obsj}$, sono elaborati due ulteriori grafici in cui vengono rappresentati i vettori: $Q2_{sim,y}$ - $\delta_{\Delta 1y}$ (Graf_3) e $Q3_{sim,y}$ - $\delta_{\Delta 2y}$ (Graf_4). In Graf_3 le coppie di elementi $Q2_{simj}$ - $\delta_{\Delta 1j}$ sono interpolate con polinomio di secondo ordine; analogamente viene svolto in Graf_4 per le coppie $Q3_{simj}$ - $\delta_{\Delta 2j}$. Se l'elemento $\delta_{\Delta 1j}$ risulta un outlier rispetto all'interpolazione, la misura “sospetta” sarà in corrispondenza di $Z2_{obsj}$; se, invece, è $\delta_{\Delta 2j}$ ad essere un outlier, il dato affetto da errore sarà $Z3_{obsj}$. Si riporta in seguito un esempio relativo al giorno $j=30$ per l'anno 2015 (ci si riferisce a Figura 31).

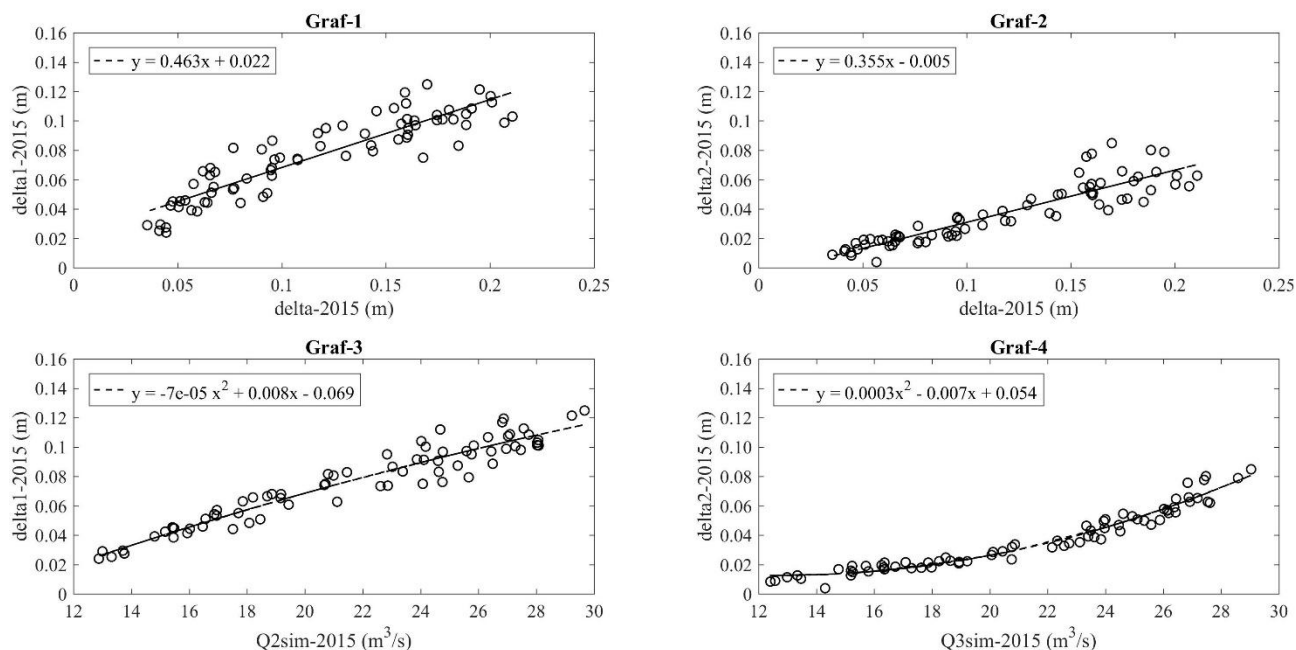


Figura 31. Per l'anno 2015, i 4 plot utilizzati per l'individuazione delle misure probabilmente affette da errore.

In Graf_1 δ_{130} risulta 0.125 m ed il suo residuo rispetto alla retta di interpolazione -0.02 m. In Graf_2 δ_{230} si attesta a 0.085 m e la distanza rispetto alla retta d'azione +0.03 m. In termini di residuo i valori -0.02 m e +0.03 m sono significativi per cui una misura "sospetta" è collocata in corrispondenza dell'elemento δ_{30} . Si passa quindi all'analisi di Graf_3 e Graf_4. δ_{130} riporta un residuo di +0.01 m mentre δ_{230} di 0.004 m. Si deduce, quindi, che la misura affetta da errore è in corrispondenza di Z_{2015} . Essa è opportunamente pesata in σ_{2015} ; in particolare l'elemento σ_{230} assume il valore 10.

9.3.3 Risoluzione dello schema idraulico di ES

Modulo geometrico

Planimetricamente, ES è stato tracciato utilizzando lo stesso procedimento descritto per PS (Capitolo 9.3.2). Esso è schematizzato come un unico ramo (Branch) costituito da 13 tronchi (Reach) e 14 nodi (Node). Il nodo di monte rappresenta l'entrata del sistema ed è collocato in corrispondenza di WL OUT_0. Il nodo di valle costituisce l'uscita del sistema e si trova in corrispondenza di WL IN_1. I nodi interni rappresentano le derivazioni irrigue (Figura 32).

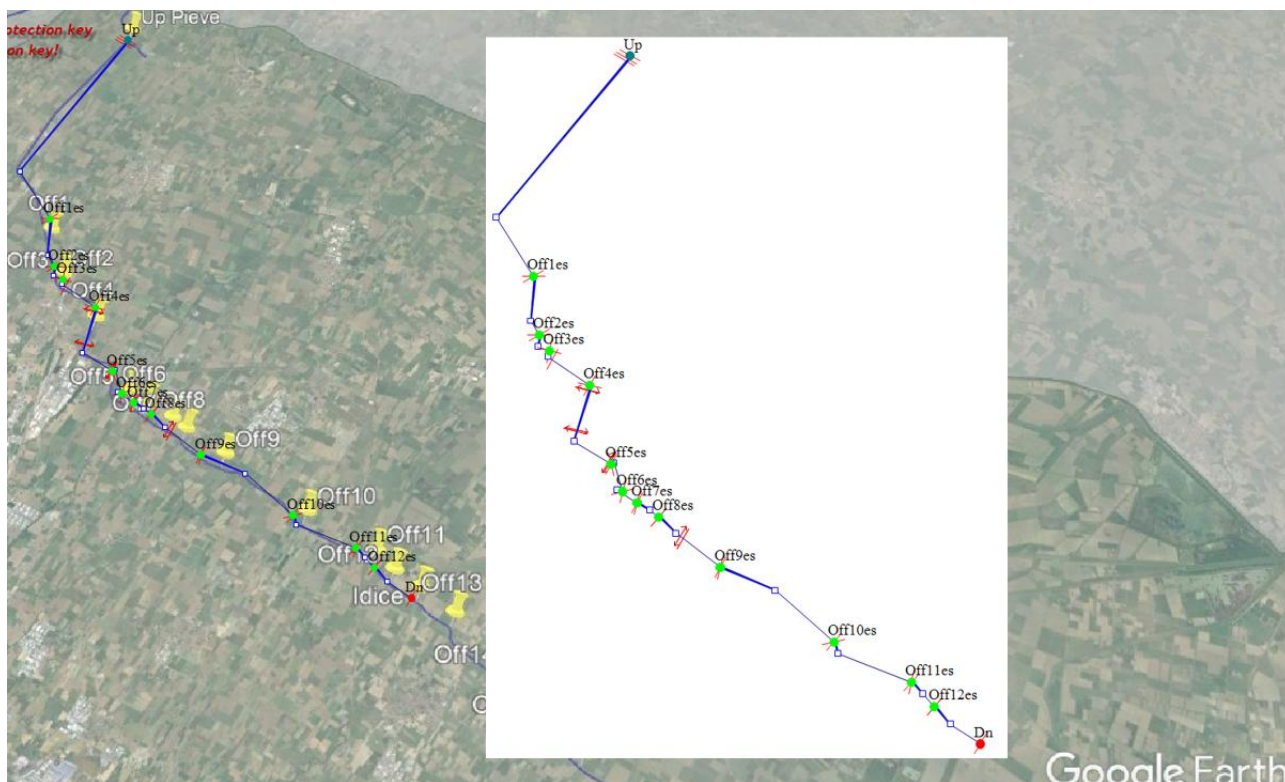


Figura 32. In SIC², ES è schematizzato come un unico ramo costituito da 13 tronchi ognuno delimitato da 2 nodi consecutivi. I nodi di monte e di valle sono indicati rispettivamente con Up e Dn mentre quelli delle derivazioni irrigue con Off (Off1es,...,Off12es)

Lungo ES sono definibili le sezioni dati trasversali di cui tre sono di tipo trapezio e descrivibili utilizzando la forma larghezza/altezza. I valori di larghezza variano nel range 38.6-31.8 m mentre quelli di altezza sono compresi tra 5.5 m e 5.2 m. I primi 33 m di ES segnano l'uscita dall'impianto di sollevamento. Pertanto, la sezione trasversale è trapezia ma caratterizzata da una larghezza di 85 m e un'altezza di 8 m. Per questo tratto iniziale, la quota del fondo passa da 10.79 m s.l.m. a 13.50 m s.l.m. I quattro sottopassi presentano una sezione rettangolare di 36 m². La pendenza del fondo è costante con una quota passante da 13.50 m s.l.m. a 12.81 m s.l.m. Dopo aver inserito tutti i dati geometrici disponibili, si genera la mesh geometrica con il comando TALWEG (Figura 33).

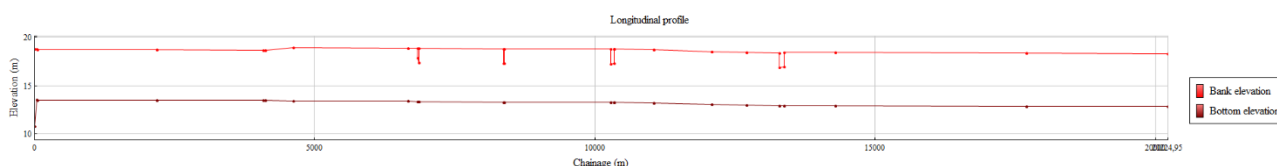


Figura 33. I profili di sponde (Bank elevation) e di fondo (Bottom elevation) lungo ES ottenuti dalla mesh geometrica con comando TALWEG.

Modulo idraulico

ES è caratterizzato da un grado maggiore di complessità rispetto a PS in termini geometrici e funzionali. Inoltre, i dati idraulici disponibili misurati sono scarsi: lo schema idraulico prevede due soli punti equipaggiati con idrometri (WL OUT_0 e WL IN_1). Per ogni anno y , al primo, corrisponde il vettore contenente i valori giornalieri di altezza idrica $Z0_{obs,y}$:

$$Z0_{obs,y} = \begin{pmatrix} Z0_{obs_1} \\ Z0_{obs_2} \\ Z0_{obs_j} \\ \dots \\ Z0_{obs_{73}} \end{pmatrix} \quad (93)$$

Dove

j è l'indice giornaliero per un certo anno y ($j=1,...,73$).

La ricostruzione delle portate transitanti e i corrispondenti valori di altezza idrica su questo segmento permettono di testare le performances del processo di ottimizzazione in condizioni più complesse rispetto a PS. Esse caratterizzano le reti irrigue per le quali si assiste a significative lacune in termini di misurazioni idrauliche (Jean-Baptiste et al., 2011).

Per ogni sezione trasversale viene definito il coefficiente di scabrezza di Manning come variabile parametrizzabile ed imposto il valore da letteratura $0.013 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ (Baume et al., 2006). Si passa, inoltre, alla caratterizzazione dell'entrata di ciascuno dei quattro sottopassi attraverso il coefficiente di portata parametrizzato per il quale il valore imposto da letteratura è 0.6 (Nielsen and Weber, 2000; Lozano et al., 2010). Per poter eseguire le simulazioni è richiesto un valore iniziale di portata in corrispondenza dell'entrata del sistema al fine di verificare la consistenza idraulica di quest'ultimo.

La carenza di punti di misura lungo ES porta ad un differente approccio rispetto all'imposizione delle condizioni al contorno (si veda Capitolo 9.3.2 per PS). In particolare, per il nodo di monte, esse sono espresse in termini di portata e ottenute a partire dai risultati del modello idraulico ottimizzato di PS. Per ogni anno y , viene definito il vettore $q_{kC,y}$ contenente i valori giornalieri di portata uscente da una generica derivazione irrigua k calcolabili secondo il Capitolo 8:

$$q_{kC,y} = \begin{pmatrix} q_{kCn_1} \\ q_{kCn_2} \\ q_{kCn_j} \\ \dots \\ q_{kCn_{73}} \end{pmatrix} \quad (94)$$

Dove

j è l'indice giornaliero per un certo anno y ($j=1,...,73$).

Nominando $q_{totC,y}$, il vettore di portata totale prelevata:

$$q_{totC,y} = \sum_{k=1}^{12} q_{kCn_j} \quad (95)$$

la condizione al contorno imposta al nodo di monte del sistema è rappresentata dal vettore $Q0_y$ definito come:

$$Q0_y = Q2_{sim,y} + q_{totC,y} \quad (96)$$

Per ogni anno y , i valori misurati di altezza idrica in corrispondenza di WL IN_1 e riportati nel vettore $Z1_{obs,y}$ sono utilizzati come condizione al contorno in corrispondenza del nodo di valle del sistema.

Le condizioni al contorno in corrispondenza degli estremi di ES (nodi di monte WL OUT_0 e di valle WL IN_1) sono imposte in termini di portata e di altezza idrica rispettivamente; quelle in corrispondenza delle derivazioni (nodi intermedi) in termini di portata. Al fine di ottenere un'agevole gestione di queste serie di dati si è definito un set di regolatori indicati graficamente in Figura 34.

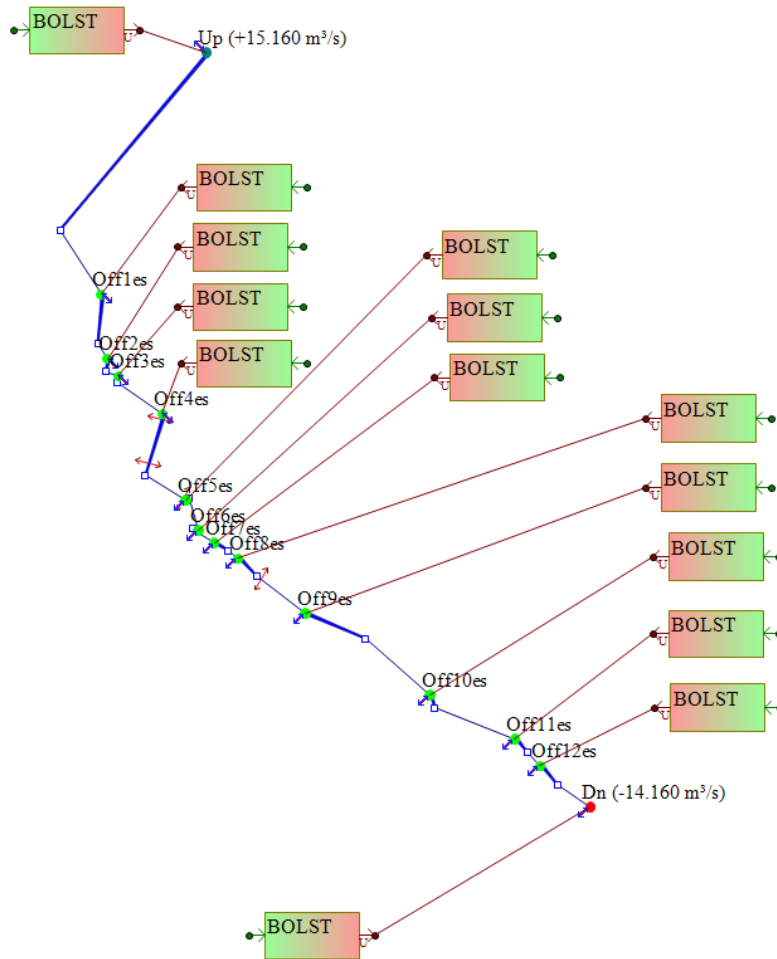
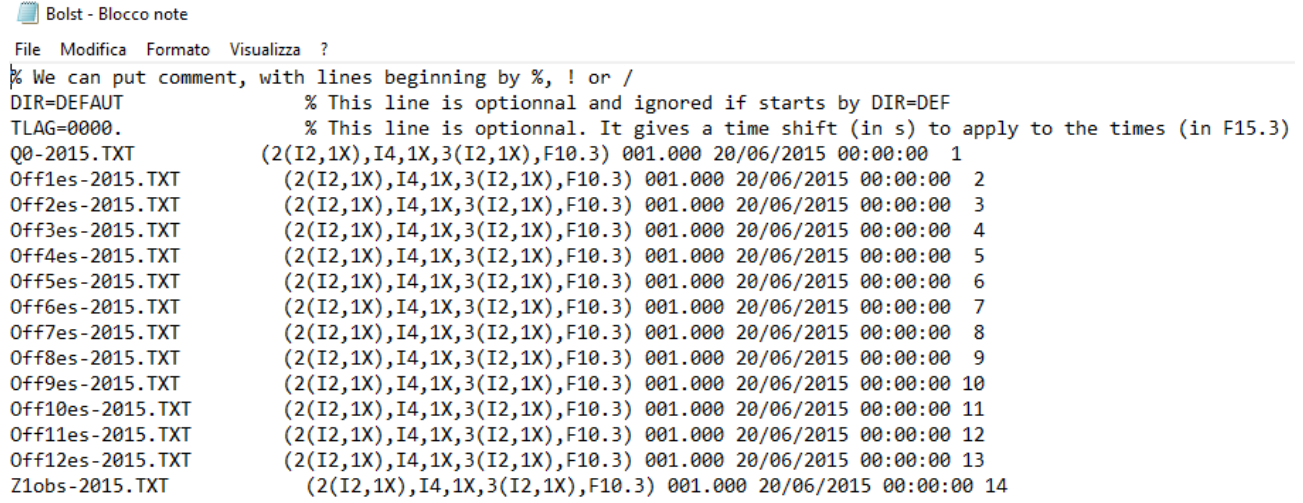


Figura 34. Sulla schematizzazione planimetrica di ES sono indicati graficamente i regolatori BOLST.

Per ogni anno di analisi y, è generato un file (bolst.txt) in cui sono elencati i riferimenti ad ulteriori file di testo contenenti i dati idrometrici o di portata in corrispondenza di ciascun nodo. In Figura 35 è riportato l'esempio per l'anno 2015.



```

File Modifica Formato Visualizza ?
% We can put comment, with lines beginning by %, ! or /
DIR=DEFAULT % This line is optional and ignored if starts by DIR=DEF
TLAG=0000. % This line is optional. It gives a time shift (in s) to apply to the times (in F15.3)
Q0-2015.TXT (2(I2,1X),I4,1X,3(I2,1X),F10.3) 001.000 20/06/2015 00:00:00 1
Off1es-2015.TXT (2(I2,1X),I4,1X,3(I2,1X),F10.3) 001.000 20/06/2015 00:00:00 2
Off2es-2015.TXT (2(I2,1X),I4,1X,3(I2,1X),F10.3) 001.000 20/06/2015 00:00:00 3
Off3es-2015.TXT (2(I2,1X),I4,1X,3(I2,1X),F10.3) 001.000 20/06/2015 00:00:00 4
Off4es-2015.TXT (2(I2,1X),I4,1X,3(I2,1X),F10.3) 001.000 20/06/2015 00:00:00 5
Off5es-2015.TXT (2(I2,1X),I4,1X,3(I2,1X),F10.3) 001.000 20/06/2015 00:00:00 6
Off6es-2015.TXT (2(I2,1X),I4,1X,3(I2,1X),F10.3) 001.000 20/06/2015 00:00:00 7
Off7es-2015.TXT (2(I2,1X),I4,1X,3(I2,1X),F10.3) 001.000 20/06/2015 00:00:00 8
Off8es-2015.TXT (2(I2,1X),I4,1X,3(I2,1X),F10.3) 001.000 20/06/2015 00:00:00 9
Off9es-2015.TXT (2(I2,1X),I4,1X,3(I2,1X),F10.3) 001.000 20/06/2015 00:00:00 10
Off10es-2015.TXT (2(I2,1X),I4,1X,3(I2,1X),F10.3) 001.000 20/06/2015 00:00:00 11
Off11es-2015.TXT (2(I2,1X),I4,1X,3(I2,1X),F10.3) 001.000 20/06/2015 00:00:00 12
Off12es-2015.TXT (2(I2,1X),I4,1X,3(I2,1X),F10.3) 001.000 20/06/2015 00:00:00 13
Z1obs-2015.TXT (2(I2,1X),I4,1X,3(I2,1X),F10.3) 001.000 20/06/2015 00:00:00 14

```

Figura 35. Nel file di testo bolst.txt generato dal set di regolazione sono elencati i richiami ai file contenenti le condizioni al contorno di monte (Q0-2015) e di valle (Z1obs-2015) e quelle in corrispondenza delle derivazioni irrigue (Off1es-2015,...,Off12es-2015).

Le simulazioni del modello idraulico sono svolte in regime di moto stazionario (FLUVIA) con time step di 1 giorno e restituiscono i valori di altezza idrica e di portata lungo ES.

Ottimizzazione del modello idraulico

Ottenuto il modello idraulico di ES, esso viene sottoposto al processo di ottimizzazione. Per l'anno y, è definibile $Z0_{sim,y}$, vettore contenente i valori giornalieri simulati di altezza idrica in corrispondenza di WL OUT_0:

$$Z0_{sim,y} = \begin{pmatrix} Z0_{sim_1} \\ Z0_{sim_2} \\ Z0_{sim_j} \\ \vdots \\ Z0_{sim_{73}} \end{pmatrix} \quad (97)$$

Dove

j è l'indice giornaliero per un certo anno y (j=1,...,73).

Inoltre, è definibile il vettore $diff0_y$ come:

$$diff0_y = Z0_{sim,y} - Z0_{obs,y} \quad (98)$$

L'implementazione del processo di ottimizzazione prevede gli stessi passaggi utilizzati per PS.

Il set di parametri è costituito dalle variabili idrauliche parametrizzabili: Cd3, Cd4, Cd5 e Cd6, coefficienti di portata in corrispondenza delle entrate di Culv_3 e Culv_4 e dei due sottopassi stradali; n, n3, n4, n5, n6, coefficienti di scabrezza lungo ES, entro i sottopassi Culv_3 e Culv_4 ed entro i due sottopassi stradali. Non viene considerato alcun fattore di scala per i valori di portata uscente in corrispondenza delle derivazioni irrigue.

L'incertezza significativa che caratterizza le altezze idriche misurate in WL OUT_0 si riflette nella maggiore dimensione del set di variabili idrauliche parametrizzate (9x1 per ES vs 5x1 per PS). L'alto grado di libertà risultante consente di ottenere, alla fine del processo di ottimizzazione, valori dei parametri fisicamente possibili e costo del criterio minore. I valori dei coefficienti di portata non possono essere imposti pari a quelli di PS poiché le caratterizzazioni geometriche e funzionali dei singoli passaggi tombinati differiscono. Inoltre, se si passa all'attribuzione dei coefficienti di Manning, il processo di ottimizzazione restituisce valori molto alti (>1) dei coefficienti di portata non aventi alcun significato fisico.

Per un dato anno y, il criterio da minimizzare (J) si basa sui vettori: $diff0_y$ e $\sigma0_y$. Quest'ultimo contiene i pesi da applicare agli elementi contenuti in $Z0_{obs,y}$ per considerare la presenza di eventuali misure "sospette". J viene espresso come:

$$J = \sqrt{\sum_{j=1}^e \frac{(diff0_y)^2}{\sigma0_y^2}} \quad (99)$$

La funzione di minimizzazione è *fminsearch* già implementata in Matlab® e utilizzata per PS (Capitolo 9.3.2).

In SIC² viene effettuata la parametrizzazione delle variabili idrauliche coefficienti di portata e di scabrezza. In Matlab®, invece, sono creati due file: un file script (Batch.m) e un file funzione (J.m). La loro struttura ricalca quella descritta per PS con le specifiche di ES.

Una volta eseguito il processo di ottimizzazione, sulla Command Window di Matlab® compare una stringa contenente il set di valori ottimizzati dei parametri Cd3, Cd4, Cd5, Cd6, n, n3, n4, n5 e n6. Attribuendoli alle variabili idrauliche parametrizzate in SIC², il modello idraulico risulta ottimizzato e restituisce altezza idrica e portata lungo tutto ES.

La presenza di misure affette da errore in $Z0_{obs,y}$ inficia il processo di ottimizzazione. Per poterle considerare, nella definizione del criterio J, è stato introdotto il vettore $\sigma0_y$. In particolare, se per il giorno j-esimo il dato idrometrico probabilmente è affetto da errore, il peso attribuito è 10; viceversa 1. Per poter individuare le misure "sospette", sono stati valutati i dati di funzionamento della stazione Pieve di Cento in termini di altezza idrica a scala giornaliera. Per ogni giorno j-esimo,

sono considerati i valori minimo e massimo all'uscita dall'impianto. Essi rappresentano soglie di accensione/spegnimento delle pompe installate. Per ogni anno y , quindi, sono definibili i vettori $ZO_{pmax,y}$ e $ZO_{pmin,y}$ contenenti rispettivamente le altezze idriche massima e minima registrate dal funzionamento delle pompe:

$$ZO_{pmax,y} = \begin{pmatrix} ZO_{pmax_1} \\ ZO_{pmax_2} \\ ZO_{pmax_j} \\ \vdots \\ ZO_{pmax_{73}} \end{pmatrix} \quad ZO_{pmin,y} = \begin{pmatrix} ZO_{pmin_1} \\ ZO_{pmin_2} \\ ZO_{pmin_j} \\ \vdots \\ ZO_{pmin_{73}} \end{pmatrix} \quad (100)$$

Dove

j è l'indice giornaliero per un certo anno y ($j=1,...,73$).

Per ogni giorno j , è verificato che il valore ZO_{obsj} appartenga al range $ZO_{pmaxj}-ZO_{pminj}$:

$$ZO_{pmin_j} < ZO_{obs_j} < ZO_{pmax_j} \quad (101)$$

Se tale condizione non si verifica, il valore ZO_{obsj} è definito come misura probabilmente affetta da errore. Per ogni anno di analisi si fa riferimento a Figura 36.

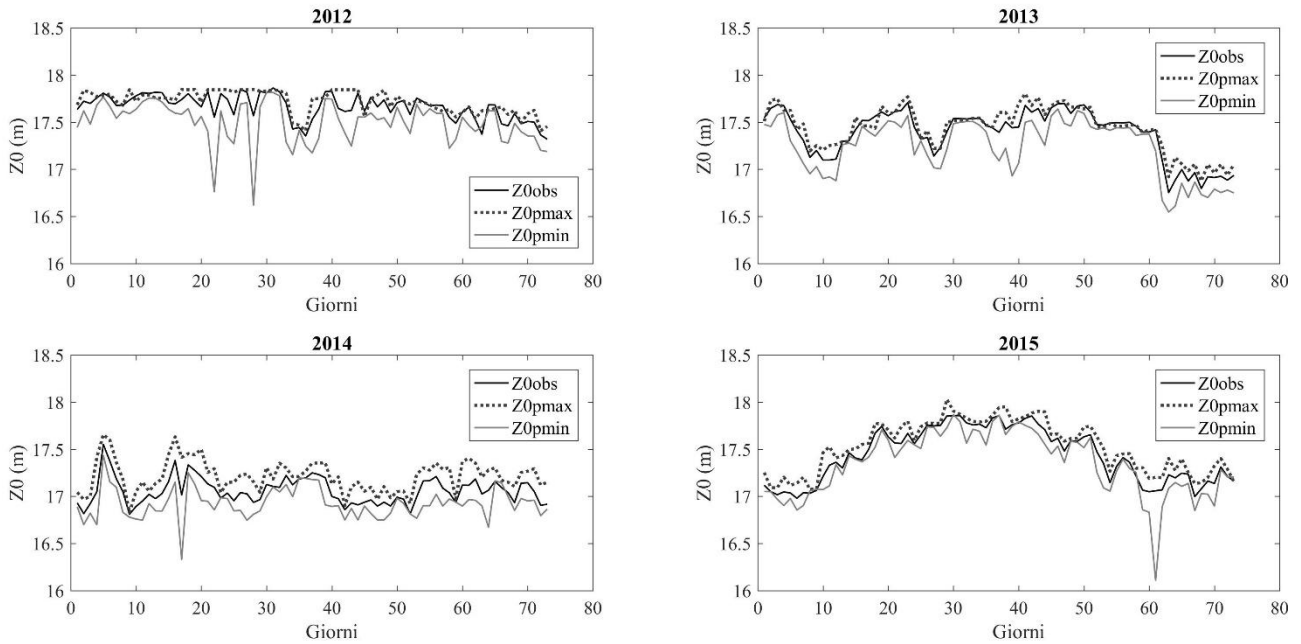


Figura 36. Per ogni anno y , i tre vettori $ZO_{obs,y}$, $ZO_{pmax,y}$ e $ZO_{pmin,y}$ sono riportati su uno stesso grafico al fine di verificare quali elementi del primo non siano compresi nel range definito dal secondo e dal terzo.

10. LA METODOLOGIA DI STIMA DI E.coli LUNGO ES

10.1 INTRODUZIONE

Al fine di ottenere uno strumento completo per la valutazione della risorsa veicolata dal CER, si è integrato il modulo quantitativo con quello qualitativo. In particolare, si sono svolte entrambe le analisi con uno stesso strumento (il software SIC²) al fine di ottenere, per ogni anno y, un modello unico. Ci si riferisce, quindi, all'approccio multi-disciplinare che comprende la valutazione di aspetti agronomici e quantitativi per la determinazione delle portate (derivate e transitanti) e qualitativi attraverso la modellazione di contaminazione microbiologica dovuta al batterio E.coli. Quest'ultima è stata trattata poiché di essenziale importanza in canali veicolanti risorsa destinata ai fini irrigui (Capitolo 4.5).

L'analisi che sarà presentata in seguito considera la modellazione quantitativa svolta su ES per i tre anni di analisi 2012, 2013 e 2015 per i quali è stata finalizzata l'ottimizzazione delle variabili idrauliche parametrizzate (Capitolo 12.2). Ad essa è combinata la modellazione qualitativa rispetto al parametro E.coli sempre con il software SIC². I punti di campionamento utilizzati sono: CER_I e CER_Ibis (Figura 19).

10.2 LA MODELLAZIONE IN SIC²

A seguito dell'analisi di quantità, si ottengono tre modelli di ES (per gli anni 2012, 2013 e 2015) in ognuno dei quali le variabili idrauliche parametrizzate (coefficienti di scabrezza e di portata) vengono settate con i valori risultanti dal processo di ottimizzazione finalizzato. Da ciascun scenario idraulico ne viene derivato uno qualitativo nella finestra *Project Explorer*. Ciò implica che, lanciando una simulazione, SIC² eseguirà prima il processamento idraulico (FLUVIA) e su di esso baserà quello qualitativo (ALGEQUEAU). Si otterranno, quindi, due set di risultati: uno relativo alle grandezze idrauliche e uno relativo ai parametri di qualità.

Per il presente caso studio, il modulo di qualità si articola nella valutazione di: classi di qualità e leggi di scambio e inserimento delle condizioni al contorno. Per quest'ultimo sono stati approfonditi alcuni aspetti chiave per cui vi è stato dedicato il Capitolo 10.3.

Sono definibili due “drift classes”: una descrive la grandezza temperatura (°C) e l'altra E.coli (cfu/100mL) la quale risulta trattata come costituente. Per ciascuna, sono specificate: legge di scambio e condizione al contorno che si esplica nell'imposizione di un valore costante, per la prima e di un set in funzione del tempo, per la seconda. I parametri temperatura e E.coli sono settati come regolati rispettivamente dalle leggi: “Legge di evoluzione della temperatura” e “Legge di crescita

esponenziale a coefficienti fissi”, entrambe riportate in Capitolo 6.3.3. La prima considera come classe attiva la sola temperatura. La seconda, invece, prevede due classi attive (quella modificata dalla legge e quella parametro della legge), entrambe riconducibili a E.coli. Inoltre, l’ordine di reazione (αk) è imposto uguale a 1. Il valore attribuibile al coefficiente di reazione k è oggetto di numerosi studi bibliografici come riportato in Capitolo 4.5. Non essendo possibile implementare un processo di calibrazione e validazione automatico, si è optato per utilizzare i tre citati: 1.08 1/gg ($k_{1.08}$) da Outtara et al. (2013) e Servais et al. (2007), 0.80 1/gg ($k_{0.80}$) da Islam et al. (2018) e 0.13 1/gg ($k_{0.13}$) da Billaud et al. (2017). Per ogni anno y , quindi, sono state svolte simulazioni in regime di moto stazionario con scenario qualitativo entro cui il costituente E.coli fosse regolato da una cinetica di primo ordine per la quale il coefficiente di reazione assumesse questi tre possibili valori. I risultati ottenuti sono stati elaborati e confrontati con soglie residuali normalizzate (ottenute secondo quanto esposto in Capitolo 10.4) al fine di individuare quale valore fosse idoneo per la modellazione nel presente caso studio.

10.3 LE CONDIZIONI AL CONTORNO

Le condizioni al contorno sono definite in corrispondenza del nodo di monte di ES e sono in termini di temperatura e di costituente E.coli.

Per quanto riguarda la prima, per ogni anno y , viene imposto un valore costante. Secondo quanto riportato in Tabella 13, se ci riferisce ad ogni singola stagione irrigua, tra le stazioni CER_I e CER_Ibis le variazioni risultano poco significative con un minimo di -0.8 °C e un massimo di 0.5 °C. Per l’anno 2013 sono riscontrabili le minori differenze tra valori di temperatura massimo e minimo, 4.1 °C per CER_I e 3.6 °C per CER_Ibis mentre per l’anno 2015 sono riscontrabili le massime con 6.9 °C e 6.4 °C, rispettivamente.

	2012			2013			2015		
	<i>n. misure</i>	$T_{min,obs}$	$T_{max,obs}$	<i>n. misure</i>	$T_{min,obs}$	$T_{max,obs}$	<i>n. misure</i>	$T_{min,obs}$	$T_{max,obs}$
		(°C)	(°C)		(°C)	(°C)		(°C)	(°C)
CER_I	6	22.60	26.90	6	21.90	26.00	5	22.00	28.90
CER_Ibis	6	22.50	27.10	6	22.40	26.00	5	22.40	28.80

Tabella 13. Per ognuno dei tre anni analizzati y , in corrispondenza delle stazioni di campionamento CER_I e CER_Ibis il numero di misure durante il periodo irriguo (giugno-agosto) e i valori di temperatura massima e minima.

Il valore di temperatura imposto costante in corrispondenza del nodo di monte di ES sarà dato dalla media di quelli misurati in corrispondenza di CER_I come riportato in Tabella 14.

	$T_m (^{\circ}C)$
2012	25.38
2013	24.60
2015	25.66

Tabella 14. Per ognuno dei tre anni analizzati y, i valori medi di temperatura imposti costanti in SIC².

Per ogni anno y, in corrispondenza dell'estremo di monte di ES sono da inserire i valori delle concentrazioni del costituente E.coli su scala giornaliera entranti nel sistema ($C_{E.coli}I_j$). In Tabella 15 sono riportate le misure disponibili in corrispondenza del punto di campionamento CER_I ($C_{E.coli}I_{obsj}$).

	$C_{E.coli}I_{obsj} (cfu/100mL)$
2012	
4 luglio	145
16 luglio	249
27 agosto	52
2013	
1 luglio	52
15 luglio	52
29 luglio	226
26 agosto	591
2015	
22 giugno	38
8 luglio	214
20 luglio	387

Tabella 15. Per ognuno dei tre anni analizzati y, i valori di concentrazione di E.coli misurati in corrispondenza della stazione di campionamento CER_I ($C_{E.coli}I_{obsj}$).

Esse saranno inserite come condizioni al contorno in corrispondenza dei j-esimi giorni. Su scala temporale, tra una misura e la successiva non è ipotizzabile un'interpolazione lineare o un andamento costante attraverso le opzioni "ramp" o "step" settabili in SIC². Per colmare il vuoto di informazioni esistenti si è utilizzato lo storico disponibile dall'anno 2004 per la stazione CER_I. In particolare, si è potuto contare su un set ampio di 126 campionamenti. I valori sono stati ordinati in modo crescente e sono stati divisi in classi. Si è fatto riferimento alle categorie A e B proposte da Carr et al. (2004), Hespanhol and Prost (1994) e WHO (2006) secondo cui alla prima si pone come limite di concentrazione massima ammissibile di E.coli: $C_{E.coli} \leq 10^3$ cfu/100mL e alla seconda: $C_{E.coli} \leq 10^3 - 10^5$ cfu/100mL. Sono state, quindi, individuate sottocategorie indicate come "classi" per

ognuna delle quali è calcolato il valore mediano. Esso è considerato come rappresentativo della classe stessa. In Tabella 16 sono riportati i risultati ottenuti.

Classi	CATEGORIA A					CATEGORIA B
	$C_{E.coli} \leq 10$ (cfu/100mL)	$10 < C_{E.coli} \leq 50$ (cfu/100mL)	$50 < C_{E.coli} \leq 100$ (cfu/100mL)	$100 < C_{E.coli} \leq 500$ (cfu/100mL)	$500 < C_{E.coli} \leq 1000$ (cfu/100mL)	$C_{E.coli} > 1000$ (cfu/100mL)
$C_{E.coli} I_{med}$	0	30	65	194.5	596.5	/

Tabella 16. Per ciascuna delle classi individuate entro la CATEGORIA A in corrispondenza della stazione di campionamento CER_I, i valori mediani della concentrazione di E.coli ($C_{E.coli} I_{med}$).

Per il giorno j-esimo, l'imposizione della condizione al contorno in termini di concentrazione per il costituente E.coli ($C_{E.coli} I_j$) considera il seguente sistema:

$$\begin{aligned} \text{if } C_{E.coli} I_{obs_j} \text{ è disponibile al giorno } j - \text{esimo,} & \quad C_{E.coli} I_j \equiv C_{E.coli} I_{obs_j} \\ \text{if } C_{E.coli} I_{obs_j} \text{ non è disponibile al giorno } j - \text{esimo,} & \quad C_{E.coli} I_j \equiv C_{E.coli} I_{med} \end{aligned} \quad (102)$$

In particolare, esaminando la seconda riga, se per il giorno j-esimo non è stato effettuato alcun campionamento, $C_{E.coli} I_j$ riporta valore uguale a quello di $C_{E.coli} I_{med}$ a sua volta individuato in base alla classe di appartenenza della temporalmente immediatamente precedente misura $C_{E.coli} I_{obs_j}$.

In tale modo, per ogni anno y, si ottiene una serie continua su scala giornaliera di valori di concentrazione di E.coli imposti in corrispondenza dell'estremità di monte di ES. Essa può essere rappresentata dal vettore $C_{E.coli} I_y$ come:

$$C_{E.coli} I_y = \begin{pmatrix} C_{E.coli} I_1 \\ C_{E.coli} I_2 \\ C_{E.coli} I_j \\ \vdots \\ C_{E.coli} I_{73} \end{pmatrix} \quad (103)$$

Dove

j è l'indice giornaliero per un certo anno y (j=1,...,73).

10.4 LA VALIDAZIONE DEI RISULTATI

In SIC², per ogni anno y, sono state lanciate tre simulazioni, ognuna caratterizzata da un coefficiente di reazione nella cinetica di primo ordine del costituente E.coli differente ($k_{1.08}$, $k_{0.8}$ e $k_{0.13}$). Si potrà definire per ogni caso il vettore contenente i valori giornalieri di concentrazione di E.coli simulati in corrispondenza di CER_Ibis.

Esso è nominato $C_{E.coli}Ibis_{sim,y}$ ed è definito come:

$$C_{E.coli}Ibis_{sim,y} = \begin{pmatrix} C_{E.coli}Ibis_{sim1} \\ C_{E.coli}Ibis_{sim2} \\ C_{E.coli}Ibis_{simj} \\ \vdots \\ C_{E.coli}Ibis_{sim73} \end{pmatrix} \quad (104)$$

Dove

j è l'indice giornaliero per un certo anno y (j=1,...,73).

I risultati ottenuti possono essere valutati in termini di residui normalizzati tra le sezioni CER_I e CER_Ibis. In particolare, a scala giornaliera, non è possibile effettuare un semplice confronto tra concentrazioni simulate e misurate in corrispondenza della seconda poiché queste ultime sono strettamente legate alle variazioni del corpo idrico nell'immediato passato e pertanto non descrivibili poiché non si dispone di un monitoraggio in continuo. La soluzione adottata, quindi, prevede il calcolo dei residui normalizzati ottenuti dai risultati delle simulazioni tra CER_I e CER_Ibis e il loro confronto con quelli minimo e massimo ottenuti dalle misurazioni disponibili dallo storico 2010-2015. In particolare, essi devono essere compresi nel range definito dalle soglie di minimo e di massimo.

Per ogni anno y dello storico, si possono individuare i vettori $C_{E.coli}I_{obs,y}$ e $C_{E.coli}Ibis_{obs,y}$ contenenti le misure di E.coli in corrispondenza di CER_I e CER_Ibis, rispettivamente per i soli giorni di campionamento. Esse vengono utilizzate per calcolare il valore di residuo normalizzato medio sull'anno y secondo l'espressione:

$$\Delta_{I \rightarrow Ibis_{obs,y}} = media \left(\frac{C_{E.coli}I_{obsj} - C_{E.coli}Ibis_{obsj}}{C_{E.coli}I_{obsj}} \right)_j \quad (105)$$

Dove

$\Delta_{I \rightarrow Ibis_{obs,y}}$ indica il residuo normalizzato medio sull'anno y (-), $C_{E.coli}I_{obsj}$ indica la concentrazione di E.coli in corrispondenza della stazione CER_I per il giorno di campionamento j-esimo (cfu/100mL), $C_{E.coli}Ibis_{obsj}$ indica la concentrazione di E.coli in corrispondenza della stazione CER_Ibis per il giorno di campionamento j-esimo (cfu/100mL).

I residui normalizzati medi risultano positivi per gli anni 2010, 2011 e 2014 e negativi per 2012, 2013 e 2015.

Il valore di residuo normalizzato medio preso come soglia di minimo per la definizione del range di variazione è:

$$S_{min} = mediana(\Delta_{I \rightarrow Ibis_{obs,y}}^-) \quad (106)$$

Esso rappresenta la mediana degli scarti normalizzati negativi ($\Delta_{I \rightarrow Ibis_{obs,y}}^-$) ordinati in modo crescente ed assume valore di -0.40.

Il valore di residuo normalizzato medio preso come soglia di massimo per la definizione del range di variazione è:

$$S_{max} = \text{mediana}(\Delta_{I \rightarrow Ibis_{obs,y}}^+) \quad (107)$$

Esso rappresenta la mediana degli scarti normalizzati positivi ($\Delta_{I \rightarrow Ibis,y}^+$) ordinati in modo crescente ed assume valore di 0.69.

Utilizzando gli elementi contenuti nel vettore $C_{E.coli}Ibis_{sim,y}$, per il giorno j-esimo il residuo normalizzato tra CER_I e CER_Ibis è definibile come:

$$\Delta_{I \rightarrow Ibis_{sim_j}} = \frac{C_{E.coli}I_j - C_{E.coli}Ibis_{sim_j}}{C_{E.coli}I_j} \quad (108)$$

Dove

$\Delta_{I \rightarrow Ibis_{sim_j}}$ rappresenta il residuo normalizzato ottenuto da risultati di simulazione (-), $C_{E.coli}I_j$ indica la concentrazione di E.coli in corrispondenza di CER_I al giorno j-esimo (cfu/100mL), $C_{E.coli}Ibis_{sim_j}$ indica la concentrazione di E.coli in corrispondenza di CER_Ibis simulata al giorno j-esimo come output del modello in SIC² (cfu/100mL).

Per ogni anno y, è individuabile il vettore $S_{sim,y}$ così definito:

$$S_{sim,y} = \begin{pmatrix} \Delta_{I \rightarrow Ibis_{sim_1}} \\ \Delta_{I \rightarrow Ibis_{sim_2}} \\ \Delta_{I \rightarrow Ibis_{sim_j}} \\ \dots \\ \Delta_{I \rightarrow Ibis_{sim_{73}}} \end{pmatrix} \quad (109)$$

Dove

j è l'indice giornaliero per un certo anno y (j=1,...,73).

Al fine di verificare la validità dei risultati ottenuti da SIC² in corrispondenza di CER_Ibis viene utilizzata la seguente relazione:

$$S_{min} < S_{sim,y} < S_{max} \quad (110)$$

Per ogni anno y, essa è applicata sui tre casi di simulazione risultanti dall'imposizione dei diversi valori del coefficiente di reazione di decadimento.

SEZIONE D-RISULTATI E DISCUSSIONE

11. LE PORTATE IRRIGUE DERIVATE

11.1 I PRELIEVI STIMATI LUNGO PS

Per tutti gli anni di analisi, i valori delle portate prelevate in corrispondenza delle derivazioni irrigue sono stimati secondo la metodologia esposta in Capitolo 8. Lungo PS, le derivazioni irrigue sono sei. Dopo aver esaminato i volumi cumulati a scala mensile dichiarati dal Consorzio della Bonifica Renana (D-data) la “derivazione di riferimento” è Corla per tutti gli anni di analisi. Essa è collocata circa 1.36 km a valle dall’attraversamento del torrente Idice (Culv_1). I valori medi mensili di portata prelevata calcolati in corrispondenza di tale derivazione (q_{rDm}) sono riportati in Tabella 17.

<i>PS</i>												
<i>Derivazione Corla (Off1)</i>												
	<i>2012</i>			<i>2013</i>			<i>2014</i>			<i>2015</i>		
	<i>Giu</i>	<i>Lugl</i>	<i>Ago</i>	<i>Giu</i>	<i>Lugl</i>	<i>Ago</i>	<i>Giu</i>	<i>Lugl</i>	<i>Ago</i>	<i>Giu</i>	<i>Lugl</i>	<i>Ago</i>
q_{rDm} (m^3/s)	0.227	0.155	0.137	0.068	0.161	0.081	0.041	0.014	0.041	0.091	0.243	0.069

Tabella 17. Per la derivazione di riferimento Corla (Off1), i valori di portata media per i mesi della stagione irrigua (giugno, luglio ed agosto) dei quattro anni di analisi.

Dai metadati dello shape file COLT_k, sono ricavati i valori delle aree (A_k) servite da ciascuna derivazione irrigua. Da Tabella 18 si evince come la derivazione di riferimento serva l’area più estesa pari a 3629.65 ha.

<i>PS</i>	
<i>Derivazioni</i>	<i>A_k (ha)</i>
Corla (Off1)	3629.65
Imp. Olmo (Off2)	1648.48
Canalazzo (Off3)	360.34
Sif. Arginello (Off4)	89.89
Centonara (Off5)	1901.09
Fossa Villa (Off6)	755.34

Tabella 18. Per ciascuna derivazione irrigua, il valore dell’area circoscritta entro i confini di competenza.

Per ogni anno y , utilizzando i dati contenuti nello shape file COLTIRR_{jk}, si possono esprimere gli areali di ciascuna coltura j (A_j) rispetto all’area complessiva di competenza per ogni derivazione k

(A_k). In Figura 37 sono riportati i risultati ottenuti di ogni anno per le classi colturali irrigue: cereali, leguminose, piante da erbaio, piante orticole e piante da frutto.

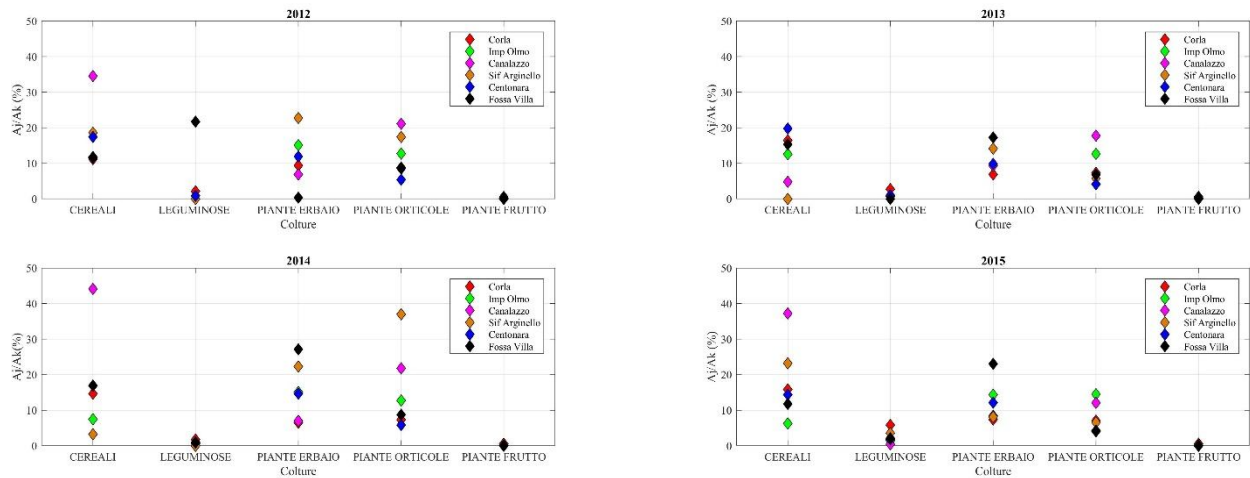


Figura 37. Per ogni anno y , in corrispondenza di ciascuna classe colturale irrigua i valori del rapporto tra area colturale (A_j) e area di competenza della derivazione (A_k).

Nel corso dei quattro anni di analisi, le maggiori variazioni in termini di areali colturali si verificano per le derivazioni: Canalazzo (areale a cereali da 4.79% per l'anno 2013 a 44.08% per l'anno 2014) e Fossa Villa (areale a piante da erbaio da 0.33% per l'anno 2012 a 27.13% per l'anno 2014). Le minime variazioni, invece, si riscontrano per le piante da frutto con valori da 0% (Corla) a 0.05% (Fossa Villa). Per ogni anno y , vengono determinati i valori dei pesi w_{kDm} , w_{kTn} e w_{kCn} in riferimento a ciascuna derivazione irrigua k . In Figura 38, è riportato un esempio per l'anno 2015.

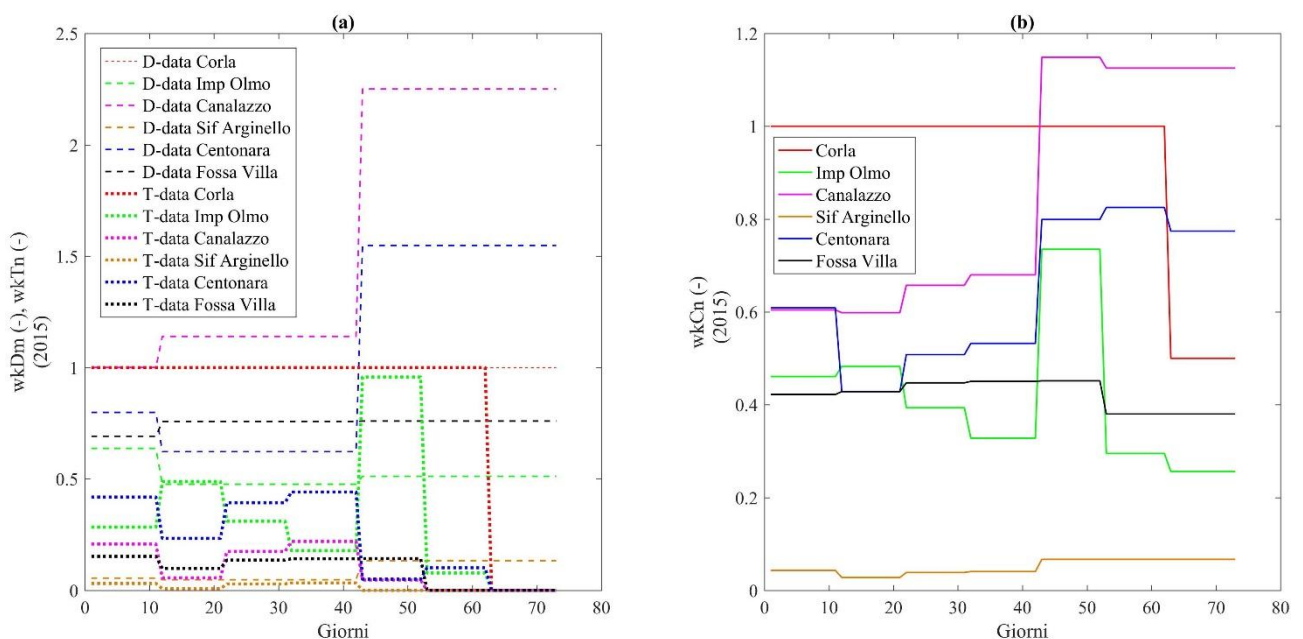


Figura 38. Per l'anno 2015, i valori dei pesi w_{kDm} e w_{kTn} (a) e w_{kCn} (b) per tutte le derivazioni irrigue insistenti su PS.

Sui quattro anni di analisi, i valori di w_{kDm} risultano in generale maggiori rispetto a quelli di w_{kTm} . In particolare, gli scostamenti più significativi si riscontrano per la terza decade di luglio 2014 per la quale le derivazioni Centonara e Canalazzo riportano valori 6.988 e 6.792, rispettivamente. L'analisi ed il confronto sui pesi sono direttamente collegabili a quelli sui volumi. In particolare, le differenze tra V_{kTn} e V_{rTn} assumono valori minori rispetto a quelle tra V_{kDm} e V_{rDm} . Ad esempio, per l'anno 2015 riportato in Figura 38, essi si attestano a $13.68 \cdot 10^4 \text{ m}^3$ e $23.04 \cdot 10^4 \text{ m}^3$, rispettivamente. L'approccio mediato che conduce alla determinazione di w_{kCn} vuole livellare queste differenze contemplando la possibilità che i D-data non rappresentino il reale e, allo stesso tempo, constatando che i T-data sono ottenuti a partire da dati di fabbisogno irriguo forniti a scala di comprensorio irriguo e risultati da un bilancio suolo-pianta-aria svolto considerando il caso di condizioni ottimali in termini di crescita della pianta e di condizioni d'adacquamento.

In Figura 39 sono riportati i valori delle portate derivate (q_{kCn}) per ogni anno y.

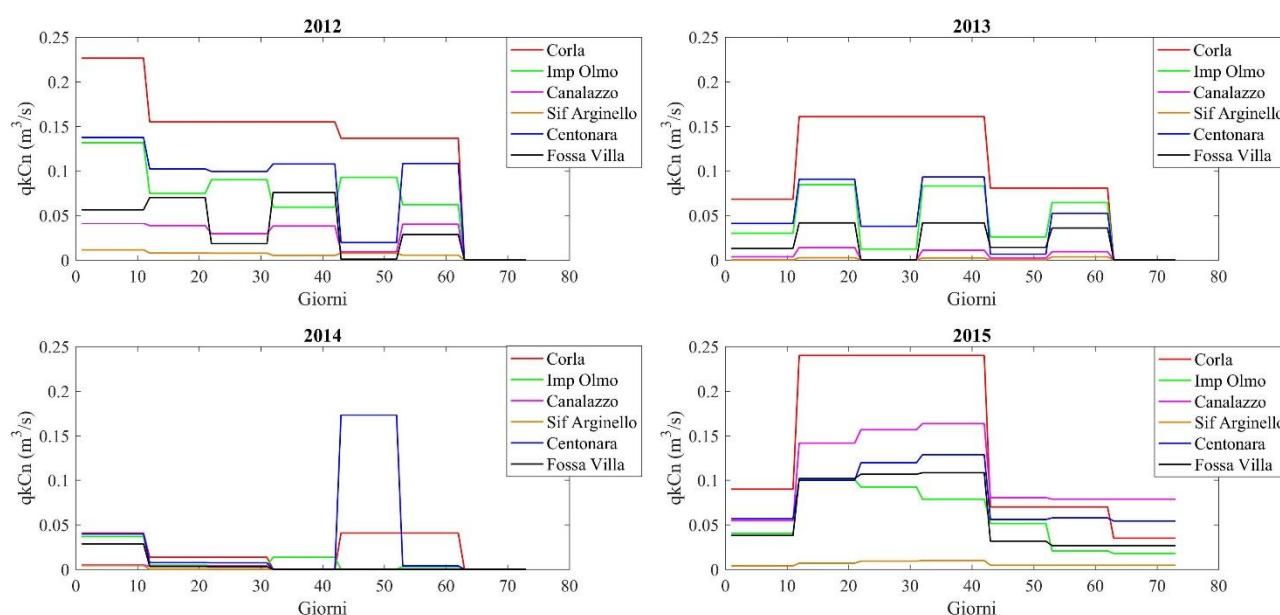


Figura 39. Per ogni anno y, i valori di portata prelevata (q_{kCn}) per le derivazioni irrigue insistenti su PS.

Si noti come i valori di portata in corrispondenza della derivazione di riferimento siano maggiori rispetto a quelli delle altre derivazioni ad eccezione della terza decade di luglio (Impianto Olmo con valore $0.014 \text{ m}^3/\text{s}$) e della prima decade di agosto (Canalazzo con valore $0.173 \text{ m}^3/\text{s}$) dell'anno 2014 e delle decadi di agosto (Canalazzo con valori $0.08 \text{ m}^3/\text{s}$ e $0.079 \text{ m}^3/\text{s}$) dell'anno 2015. Se essi vengono comparati con la massima portata consentita di prelievo al Po, rappresentano una piccola percentuale, ad esempio a luglio 2015, 0.4%. Considerando l'andamento dei valori di portata uscente da una qualunque derivazione, esso risulta prevalentemente coerente rispetto alla caratterizzazione meteo-climatica. In particolare, facendo riferimento a Figura 39, si nota come i

valori minori siano riscontrabili per l'anno 2014 (stagione irrigua piovosa) mentre i maggiori per l'anno 2012 (stagione irrigua siccitosa). Essi, per la derivazione di riferimento, oscillano tra $0.021 \text{ m}^3/\text{s}$ e $0.137 \text{ m}^3/\text{s}$ (Figura 40a) mentre per Centonara, in esame a titolo di esempio, tra $0.032 \text{ m}^3/\text{s}$ e $0.082 \text{ m}^3/\text{s}$ (Figura 40b). Se si considera il mese di luglio, si nota come i valori di portata uscente dalla derivazione di riferimento siano maggiori per gli anni 2013 e 2015 rispetto a quelli per l'anno siccitoso (2012). Tale situazione è riconducibile non solo alla caratterizzazione meteo-climatica, quindi, ma anche alla probabile indisponibilità di macchine agricole, manodopera ed energia a livello di campo, oltre che alle differenze in termini di aree colturali specifiche. In particolare, si nota come la differenza che interessa la classe colturale cereali sia significativa tra l'anno 2012 (406.06 ha) e gli anni 2013 (595.55 ha; +189.49 ha) e 2015 (574.74 ha; +168.68 ha).

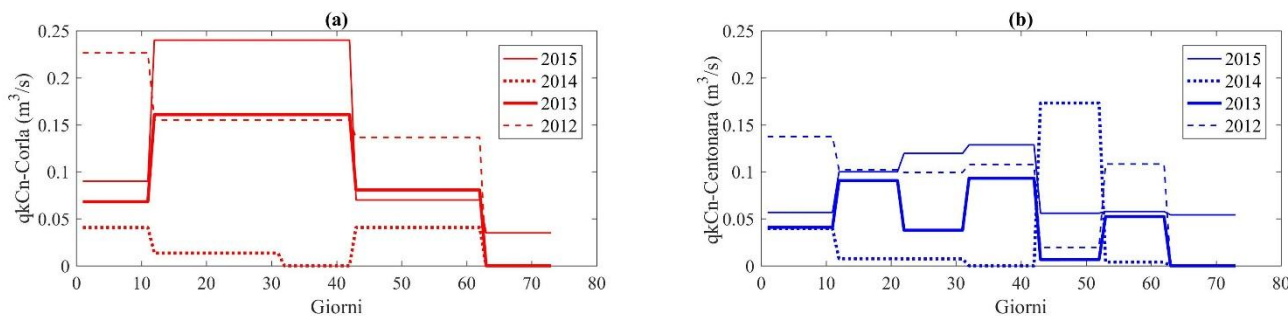


Figura 40. I valori di portata prelevata (q_{kCn}) dalla derivazione di riferimento Corla (a) e dalla derivazione generica Centonara (b) per tutti gli anni di analisi.

11.2 I PRELIEVI STIMATI LUNGO ES

Lungo ES, le derivazioni irrigue sono dodici. Esaminando i D-data, la “derivazione di riferimento” è Dugliolo per tutti gli anni di analisi. Essa è l’undicesima da monte verso valle distando 20.225 km dall’impianto Pieve di Cento. I valori medi mensili di portata prelevata calcolati in corrispondenza di Dugliolo (q_{rDm}) sono riportati in Tabella 19. Si noti come essi siano maggiori rispetto ai corrispondenti di Corla, derivazione di riferimento per PS.

<i>ES</i>												
<i>Derivazione Dugliolo (Off11es)</i>												
	<i>2012</i>			<i>2013</i>			<i>2014</i>			<i>2015</i>		
	<i>Giu</i>	<i>Lugl</i>	<i>Ago</i>	<i>Giu</i>	<i>Lugl</i>	<i>Ago</i>	<i>Giu</i>	<i>Lugl</i>	<i>Ago</i>	<i>Giu</i>	<i>Lugl</i>	<i>Ago</i>
q_{rDm} (m^3/s)	0.571	0.869	0.817	0.254	0.515	0.289	0.335	0.262	0.179	0.382	0.503	0.250

Tabella 19. Per la derivazione di riferimento Dugliolo (Off11es), i valori di portata media per i mesi della stagione irrigua (giugno, luglio ed agosto) dei quattro anni di analisi.

Dai metadati dello shape file COLT_k, sono ricavati i valori delle aree (A_k) servite da ciascuna derivazione irrigua. Essi sono riportati in Tabella 20 e si noti come i maggiori siano per Zena Marana, Cantapoiana e Dugliolo.

<i>ES</i>	
<i>Derivazioni</i>	<i>A_k (ha)</i>
Deserto S. P. Casale (Off1es)	1189.14
Gherghenzano (Off2es)	412.50
Cinquanta (Off3es)	1540.56
Calcarata (Off4es)	1045.61
Navile (Off5es)	533.75
Fossa Quadra (Off6es)	179.99
Stagno (Off7es)	193.99
Lorgana (Off8es)	202.50
Fiumicello delle Bruciate (Off9es)	2055.39
Zena Marana (Off10es)	4636.18
Dugliolo (Off11es)	3298.54
Cantapoiana (Off12es)	4344.90

Tabella 20. Per ciascuna derivazione irrigua, il valore dell'area circoscritta entro i confini di competenza.

Per ogni anno y , utilizzando i metadati dello shape file COLT_{jk}, si ricava l'area complessivamente adibita a colture irrigue (A_{jTOT}) per ciascuna derivazione k . Da Figura 41 si riscontra come i valori maggiori siano per la derivazione di riferimento Dugliolo.

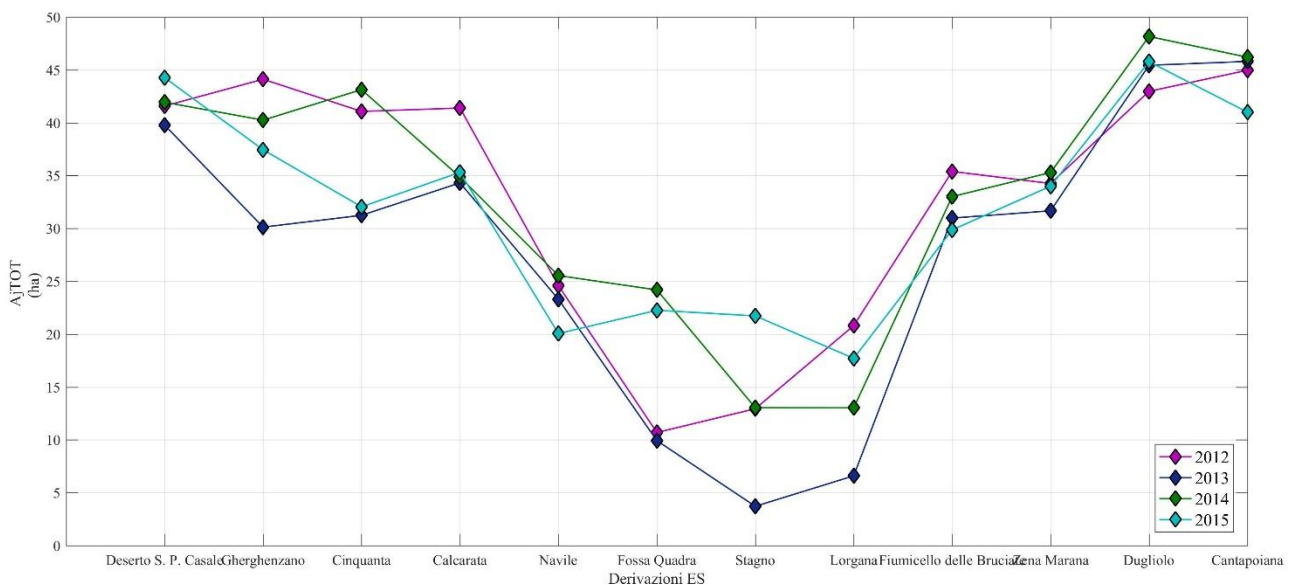


Figura 41. Per ogni anno y , i valori di area adibita a colture irrigue in corrispondenza di ciascuna derivazione insistente su ES.

Per tale derivazione, si sono espressi gli areali di ciascuna coltura irrigua j (A_j) rispetto all'area complessiva di pertinenza pari a 3298.54 ha. Nel corso dei quattro anni di analisi, si riscontrano variazioni non particolarmente significative per le classi colturali irrigue: cereali, leguminose, piante da erbaio e piante orticole. In particolare, come si evince da Figura 42, il valore massimo è 7.14% per l'areale adibito a cereali tra il 2012 (17.03%) e il 2014 (24.17%).

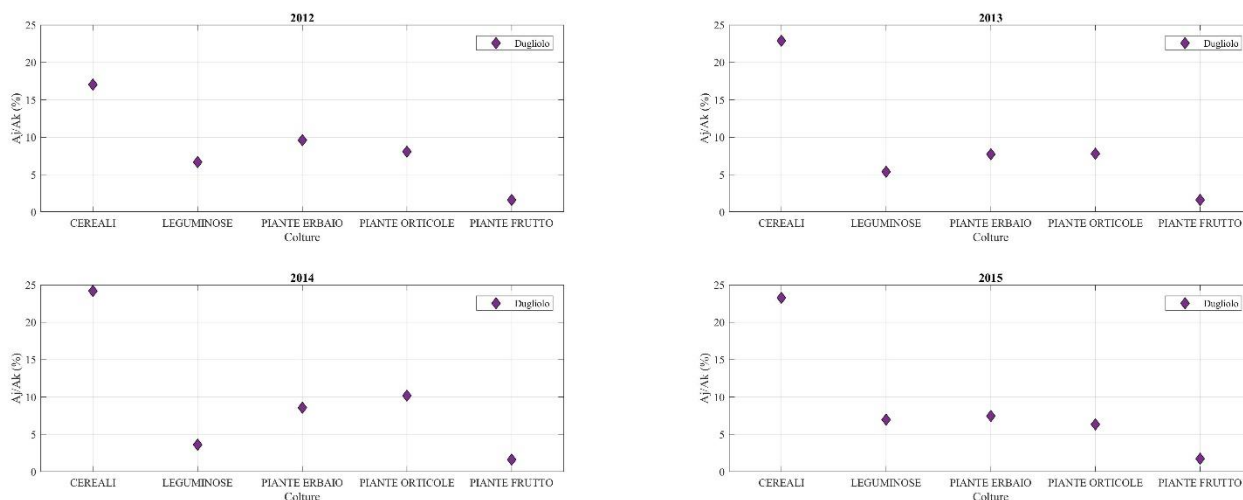


Figura 42. Per ogni anno y , in corrispondenza di ciascuna classe colturale irrigua i valori del rapporto tra area colturale (A_j) e area di competenza (A_k) per la derivazione Dugliolo.

Per ogni anno y , sono riportati i valori di portata prelevata (q_{kCn}) ottenuti (Figura 43). Si noti come due siano le derivazioni maggiormente significative: Dugliolo (derivazione di riferimento) e Cantapoiana. Si ottiene che, per la complessità del periodo studiato (28 decadi), 16 decadi siano caratterizzate da valori di portata uscente in corrispondenza della seconda maggiori rispetto a quelli della prima. Anche per ES, l'andamento delle derivazioni irrigue segue prevalentemente quello meteo-climatico. La derivazione di riferimento riporta valori minimo ($0.02 \text{ m}^3/\text{s}$) e massimo ($1.17 \text{ m}^3/\text{s}$) per gli anni piovoso e siccitoso, rispettivamente. Inoltre, su tutte le altre derivazioni, q_{kCn} varia tra $0 \text{ m}^3/\text{s}$ (2014) a $0.87 \text{ m}^3/\text{s}$ (2012). Questi range si configurano più ampi rispetto a quelli riportati per PS ($0-0.24 \text{ m}^3/\text{s}$ per la derivazione di riferimento e $0-0.17 \text{ m}^3/\text{s}$ per tutte le altre derivazioni). Infatti, l'area irrigata attraverso ES è circa 1.5 volte quella servita da PS.

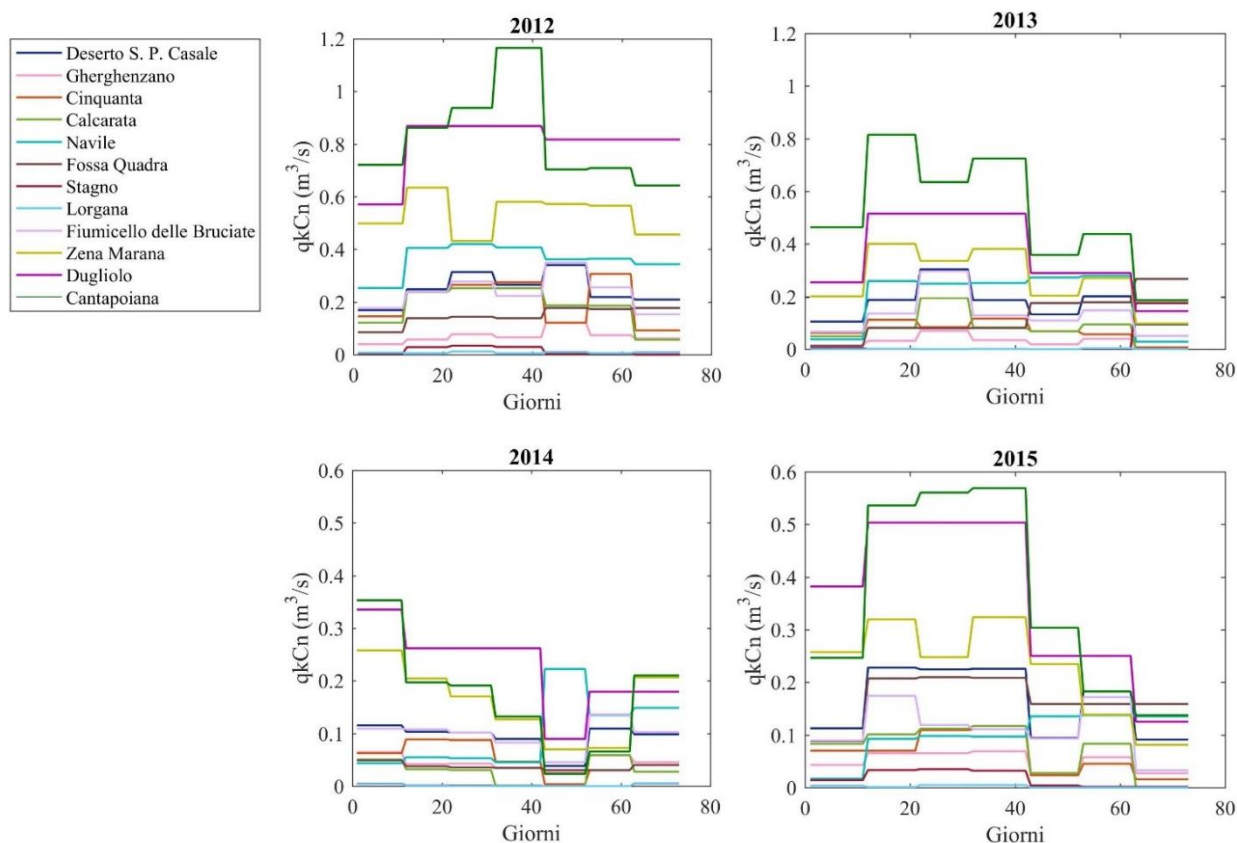


Figura 43. Per ogni anno y , i valori delle portate prelevate (q_{kCn}) delle derivazioni irrigue insistenti su ES.

Si sono analizzati i valori dei pesi w_{kDm} , w_{kTn} e w_{kCn} per le derivazioni Dugliolo e Cantapoiana (Figura 44). Anche per ES, l'operazione di media per la determinazione di w_{kCn} comporta un'uguale considerazione di D-data e T-data ed un livellamento di eventuali errori, approssimazioni o semplificazioni da esse inglobate.

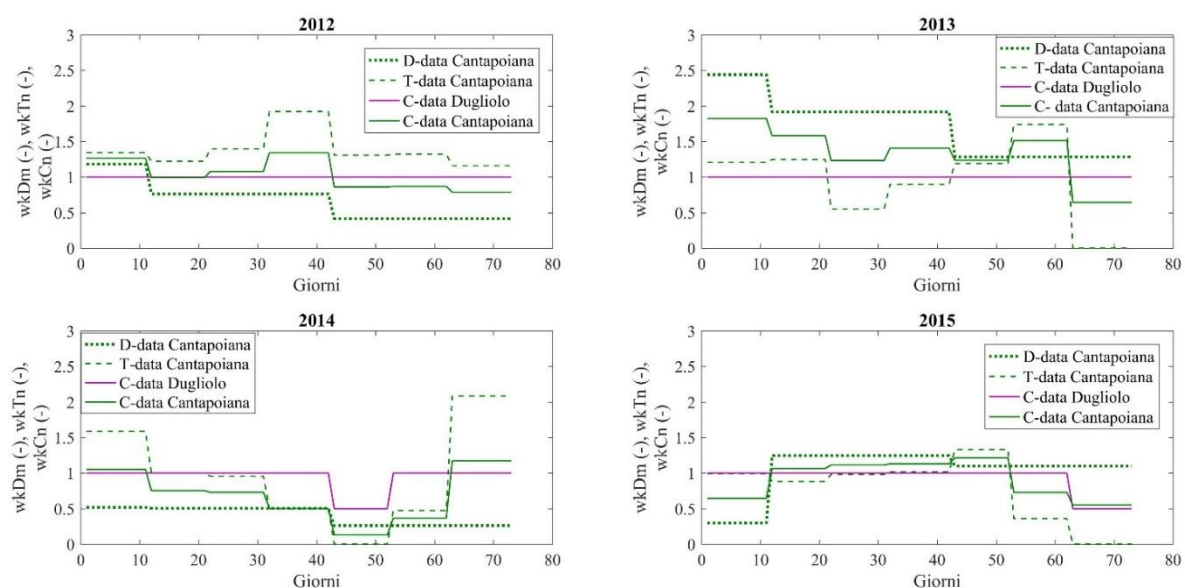


Figura 44. Per ogni anno y , i valori dei tre pesi w_{kDm} , w_{kTn} e w_{kCn} per Cantapoiana ed i valori di w_{kCn} per Dugliolo.

12. LE PORTATE TRANSITANTI LUNGO L'ASTA

12.1 GLI OUTPUT DAL MODELLO IDRAULICO OTTIMIZZATO DI PS

12.1.1 Regime di moto lungo l'asta

Per poter stimare le portate transittanti lungo PS e ES si devono svolgere simulazioni in SIC² secondo uno specifico regime di moto. In particolare, il programma mette a disposizione le opzioni: regime di moto stazionario (FLUVIA) o transitorio (SIRENE) con time step definibile dall'utente.

Pertanto, si è considerato l'anno 2015 come test e, mantenendo invariate le condizioni al contorno in corrispondenza dei nodi, sono state esaminate le seguenti condizioni di moto: moto stazionario con time step 1 giorno (Stazionario-1d) e moto transitorio con time step di 1 giorno (Transitorio-1d) e di 10 minuti (Transitorio-10mn). Il time step giornaliero è coerente con la scala temporale dei dati idrometrici disponibili (Capitolo 2.3); quello a 10 min è tipico della modellazione idraulica per operazioni di controllo automatizzato in regime transitorio (Malaterre and Baume, 1997). Per poter determinare l'entità delle differenze verificatesi con l'utilizzo delle diverse condizioni di moto, sono stati estratti dalle simulazioni i valori di altezza idrica e di portata in corrispondenza dei due punti di controllo (Z2sim-2015 e Q2sim-2015 per WL OUT_1 e Z3sim-2015 e Q3sim-2015 per WL IN_2). Tale operazione è stata svolta attraverso il modulo di regolazione PRINT in SIC² (Capitolo 9.3.2). Figura 45 riporta i valori ottenuti in termini di altezza idrica.

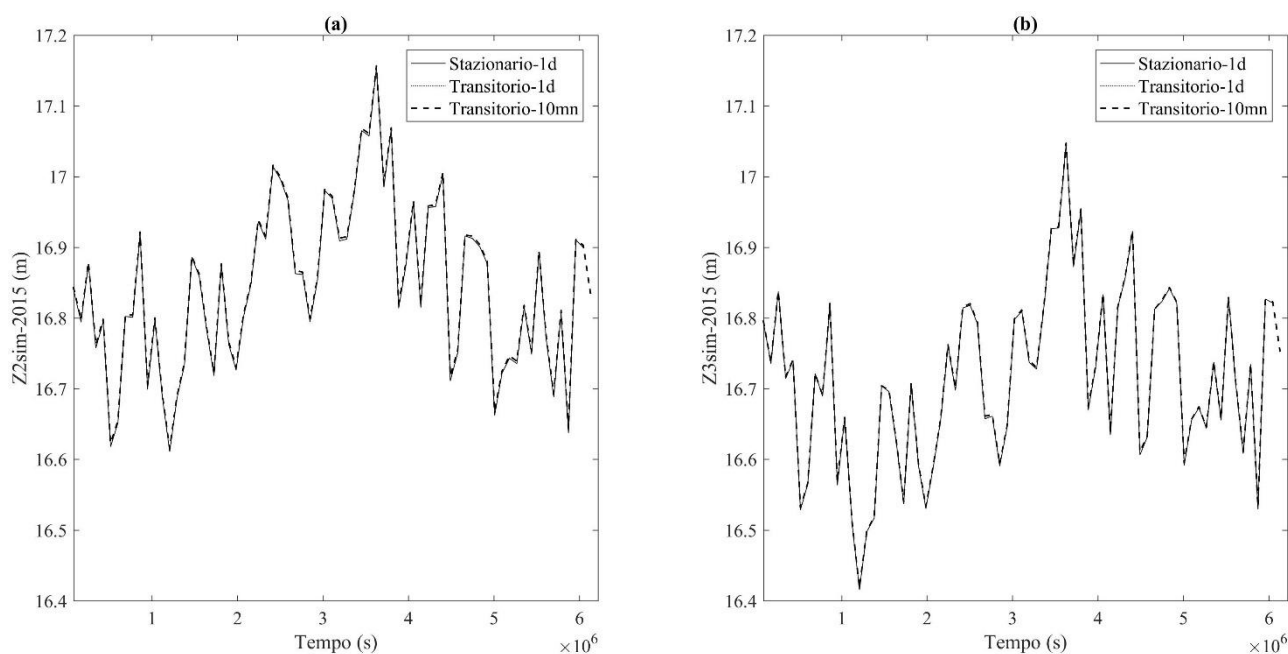


Figura 45. Per l'anno 2015, i valori degli elementi di Z2sim-2015 e Z3sim-2015 per i diversi regimi di moto: stazionario con time step di 1 giorno (Stazionario 1-d) e transitorio con time step di 1 giorno (Transitorio-1d) e di 10 min (Transitorio-10mn).

Si può notare come quelli contenuti nei vettori Z2sim-2015 e Z3sim-2015 per i regimi Stazionario-1d e Transitorio-1d coincidano. Se si calcolano, invece, le differenze tra i valori riportati per i regimi Stazionario-1d e Transitorio-10mn, esse si attestano in media a 0.003 m (Z2sim-2015) e $5.347 \cdot 10^{-4}$ m (Z3sim-2015), rispettivamente. Pertanto, in termini di altezza idrica, le tre condizioni di moto sono considerabili equivalenti.

In Figura 46 si considerano i risultati in termini di portata in corrispondenza dei due punti di controllo (WL OUT_1 e WL IN_2). I vettori Q2sim-2015 e Q3sim-2015 per i regimi Stazionario-1d e Transitorio-1d coincidono. Se si calcolano le differenze tra gli elementi di Stazionario-1d e Transitorio-10mn, esse assumono, per entrambi, valori massimo di 3.843 m³/s e medio di 0.279 m³/s. Anche in termini di portata, pertanto, le tre condizioni di moto sono da ritenersi pressoché equivalenti.

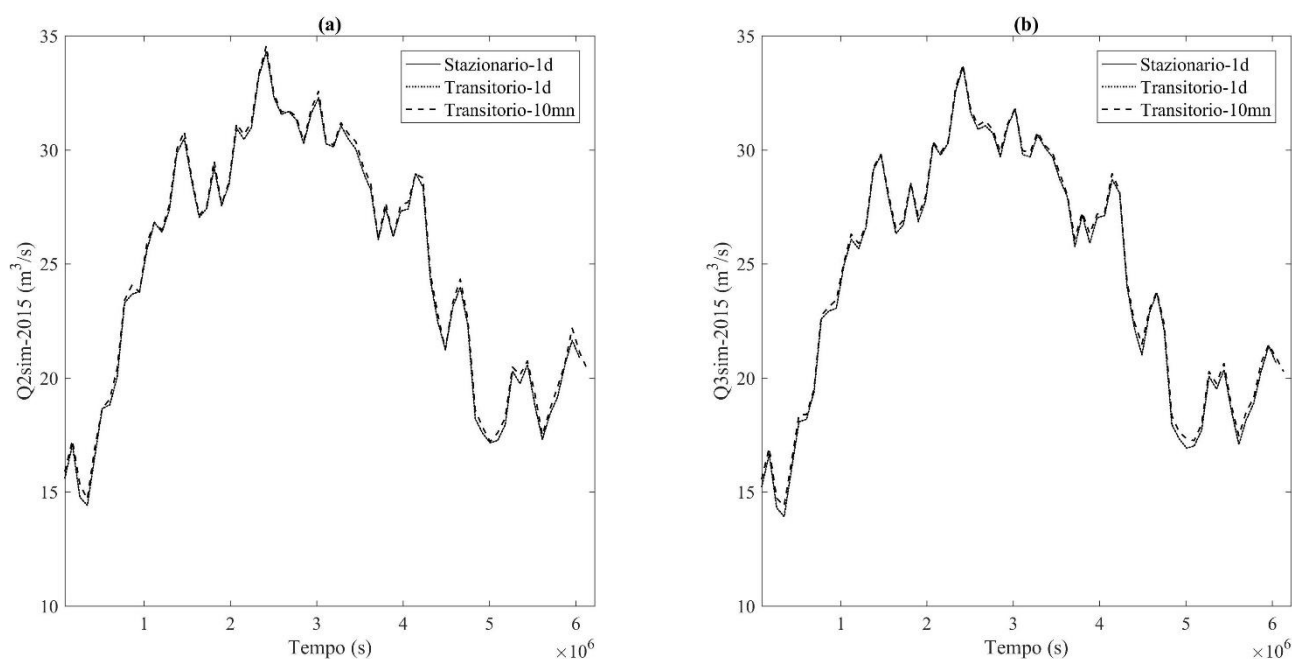


Figura 46. Per l'anno 2015, i valori degli elementi di Q2sim-2015 e Q3sim-2015 per i diversi regimi di moto.

Il regime di moto stazionario a time step 1 giorno (Stazionario-1d) viene, quindi, selezionato come condizione per lo svolgimento delle simulazioni sui modelli idraulici per entrambi i segmenti (PS e ES). Quest'assunzione è giustificata dalle dinamiche particolarmente lente che si verificano lungo il CER. Inoltre, essendo le altezze idriche misurate in corrispondenza di WL IN_1, WL OUT_1, WL IN_2 e WL OUT_2 mediate su ogni singolo giorno j , la descrizione di eventuali fenomeni caratterizzati da scala temporale minore viene preclusa. L'utilizzo della condizione di regime stazionario per lo svolgimento delle simulazioni consente il risparmio di tempo e di memoria CPU. Questi aspetti sono particolarmente importanti poiché il calcolo idraulico in SIC² viene inglobato in un ciclo di ottimizzazione gestito da programma esterno (Matlab®). Con un solo lancio, sono svolte

73 simulazioni in regime di moto stazionario, una per ciascun giorno j del periodo irriguo durante cui le variabili idrauliche non sono funzione del tempo ma unicamente dell'ascissa longitudinale.

12.1.2 Ottimizzazione: stima delle portate transitanti e delle principali variabili idrauliche

Portate transitanti stimate da modello idraulico ottimizzato

In SIC², per ogni anno y , il modello idraulico ottimizzato restituisce l'andamento delle portate transitanti ed il profilo idrico lungo PS. A titolo di esempio, per l'anno 2015, è riportato il primo per i giorni di minimo (giorno 6, 25/06/2015, $Q_{2\text{sim},2015}=12.88 \text{ m}^3/\text{s}$) (Figura 47) e di massimo (giorno 29, 19/07/2015, $Q_{2\text{sim},2015}=29.67 \text{ m}^3/\text{s}$) (Figura 48).

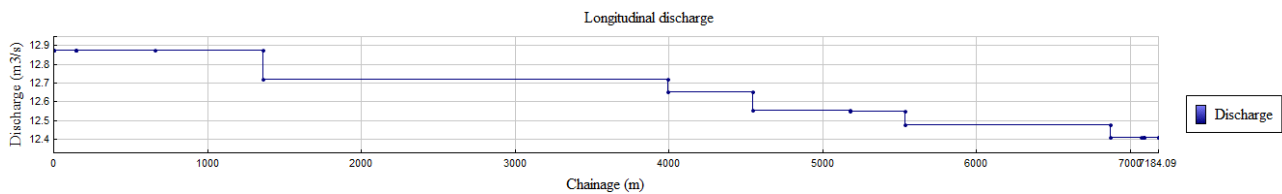


Figura 47. Per il giorno 25/06/2015, la portata transitante lungo PS decresce da $12.88 \text{ m}^3/\text{s}$ ($Q_{2\text{sim},2015}$) a $12.41 \text{ m}^3/\text{s}$ ($Q_{3\text{sim},2015}$).

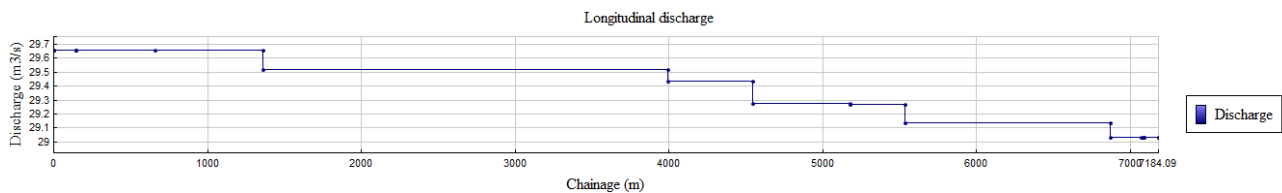


Figura 48. Per il giorno 19/07/2015, la portata transitante lungo PS decresce da $29.67 \text{ m}^3/\text{s}$ ($Q_{2\text{sim},2015}$) a $29.03 \text{ m}^3/\text{s}$ ($Q_{3\text{sim},2015}$).

In Figura 49 e Figura 50 è riportato, invece, l'andamento del pelo libero. Si può notare come in corrispondenza di Culv_1, il tirante idrico risulti maggiore rispetto all'estremo superiore del passaggio tominato. A livello computazionale, infatti, SIC² utilizza la tecnica "Preissmann slot" creando una slot artificiale e, quindi, trasformando una qualunque sezione chiusa in pressione in una aperta a pelo libero (Cunge and Wegner, 1964; Vasconcelos and Wright, 2004; Ukon et al., 2008). L'esecuzione dello stesso schema di calcolo sia in condizioni di moto stazionario che transitorio rappresenta il principale vantaggio. Affinché il volume idrico nella slot sia minimo, essa ha dimensioni limitate e risulta particolarmente sottile.

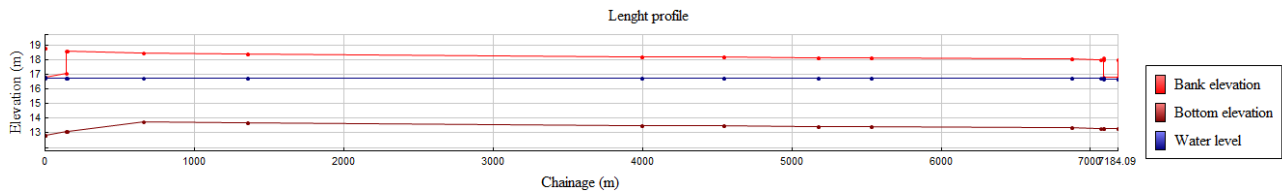


Figura 49. Per il giorno 25/06/2015, l'altezza idrica lungo PS passa da 16.77 m a 16.69 m, entrambe condizioni al contorno imposte in corrispondenza di WL IN_1 e WL OUT_2.

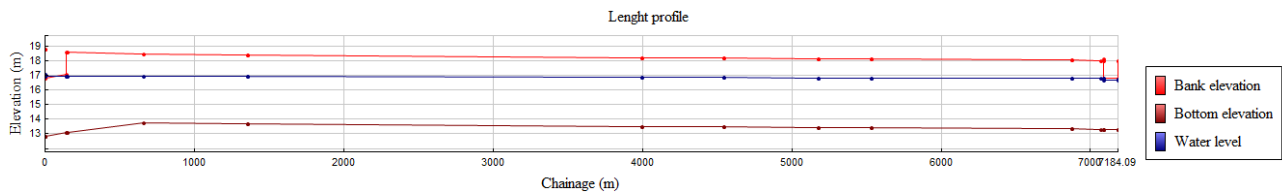


Figura 50. Per il giorno 19/07/2015, l'altezza idrica lungo PS passa da 17.09 m a 16.71 m, entrambe condizioni al contorno imposte in corrispondenza di WL IN_1 e WL OUT_2.

La validità del modello ottimizzato è stata verificata attraverso i valori assunti dalle variabili idrauliche parametrizzate e dalle differenze tra altezze idriche simulate e misurate in corrispondenza dei due punti di controllo (WL OUT_1 e WL IN_2). I primi si devono attestare entro i range esplicitati in letteratura in funzione del tipo di rivestimento del canale e del materiale utilizzato per la realizzazione dei passaggi tombinati. I secondi sono valutabili attraverso i valori assunti da: costo del criterio J, parametri dell'interpolazione lineare nel piano altezze idriche simulate-misurate e indice RMSE rispetto all'intervallo di accuratezza in campo delle misure idrometriche (± 0.05 m). Per ogni anno y , in Figura 51, sono riportati i valori di portata transitante $Q_{2\text{sim},y}$ cioè quelli stimati come entranti in corrispondenza dell'estremità di monte WL IN_1. Sono individuabili due vettori: $Q_{2\text{simc}}$ e $Q_{2\text{sims}}$. Il primo contiene i valori di portata transitante ottenuti dall'implementazione in termini di simulazione idraulica e ottimizzazione basata su misure idrometriche (inserite come condizioni al contorno o di ottimizzazione) non affette da errore (secondo quanto riportato in Capitolo 9.3.2); viceversa, il secondo.

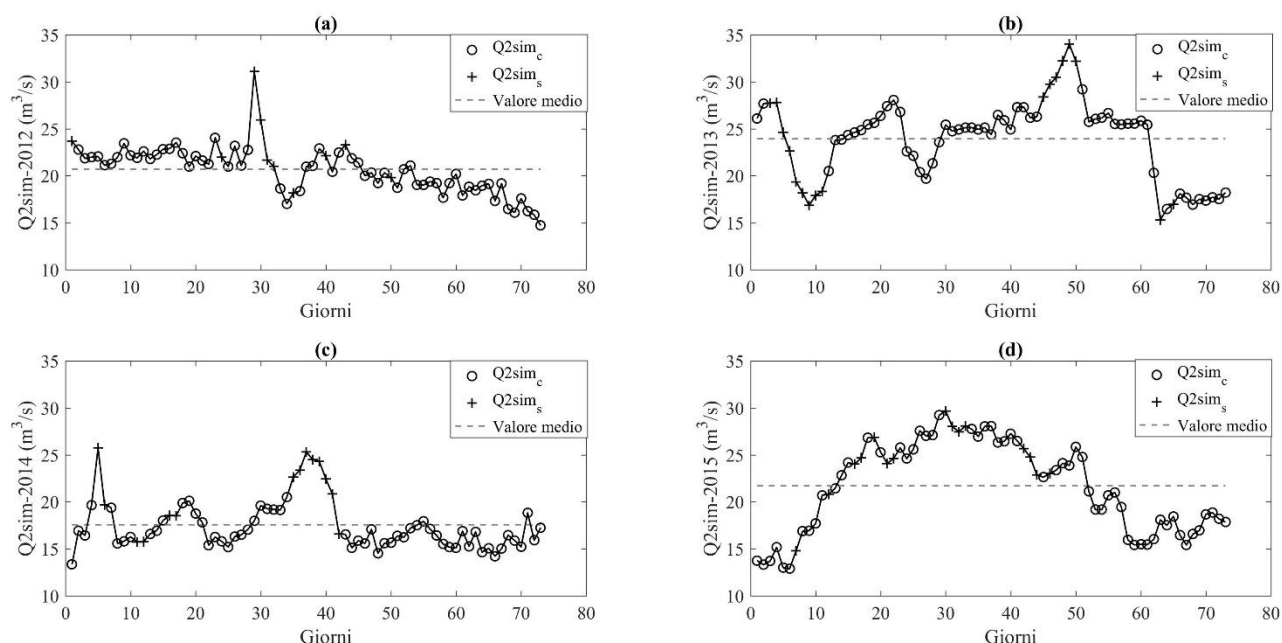


Figura 51. Per ogni anno y , i valori di $Q2_{sim,y}$ distinguendo i vettori $Q2_{simc}$ e $Q2_{sims}$.

Considerando i soli vettori di portata transitante $Q2_{simc}$ e $Q3_{simc}$, in Tabella 21 sono riportati per ogni anno, i valori contenuti minimo e massimo e quello medio. Essi risultano prevalentemente coerenti rispetto alla caratterizzazione meteo-climatica. I valori di portata transitante calcolati sono il risultato della combinazione di molteplici fattori quali: prelievi irrigui, funzionamento dei passaggi tombinati modellati e misure idrometriche. Riferendosi a Tabella 21, si nota come la deviazione standard (σ) assuma valori massimi per il 2013 e il 2015 e minimi per il 2012 e il 2014. Gli anni estremi (2012, 2014), quindi, presentano meno variabilità attorno al valore medio rispetto a quelli definiti standard (2013, 2015) caratterizzati dall'alternarsi di condizioni di asciutto e di pioggia. Il 2012 e il 2014, infine, presentano una minore percentuale di misure idrometriche probabilmente affette da errore.

<i>Anno</i>	<i>$Q2_{simc}$</i> (m^3/s)				<i>$Q3_{simc}$</i> (m^3/s)				<i>Misure sospette</i> (% sul totale)
	<i>Min</i>	<i>Max</i>	<i>Med</i>	σ	<i>Min</i>	<i>Max</i>	<i>Med</i>	σ	
2012	14.71	24.05	20.98	2.17	14.71	23.65	20.57	2.04	13.70
2013	16.47	29.18	25.12	3.38	16.47	28.99	24.81	3.33	23.29
2014	13.34	20.50	16.44	1.63	9.23	20.45	15.89	2.20	19.18
2015	12.88	29.22	20.69	4.86	12.41	28.59	20.25	4.77	20.54

Tabella 21. Per ogni anno y , i valori minimo, massimo, medio e di deviazione standard delle portate transittanti in corrispondenza di WL OUT_1 e WL IN_2. Compare inoltre l'indicazione dell'incidenza delle misure sospette, in termini percentuali, rispetto al totale di quelle utilizzate.

Variabili idrauliche determinate dal modello idraulico ottimizzato

Si passa, quindi, alla valutazione dei valori assunti dal fattore di scala delle derivazioni e dai coefficienti di portata e di scabrezza a seguito del processo di ottimizzazione (Capitolo 9.3.2). Per tutti gli anni di analisi, si è verificato come il fattore di scala C_q , al termine del processo di ottimizzazione, riporti valori prossimi all'unità. Inoltre, essi rappresentano minimi locali rispetto al criterio J. Ciò significa che nel modello idraulico ottimizzato le portate derivate possono essere inserite secondo quanto calcolato in Capitolo 11.1. Il loro impatto rispetto ai valori nominali delle altezze idriche in corrispondenza di WL OUT_1 e WL IN_2, infatti, non risulta significativo rispetto all'accuratezza di misurazione in campo (± 0.05 m). Le portate derivate rappresentano piccole percentuali se confrontate con quelle transitanti lungo l'asta. A titolo d'esempio viene considerato l'anno 2015. Nel vettore $Q_{2sim,2015}$, i valori massimo e minimo sono $29.66 \text{ m}^3/\text{s}$ e $12.88 \text{ m}^3/\text{s}$, rispettivamente. La portata uscente in corrispondenza della derivazione di riferimento si attesta a $0.24 \text{ m}^3/\text{s}$ (massimo) e $0.07 \text{ m}^3/\text{s}$ (minimo). Questi valori, se rapportati a quelli di portata transitante sull'asta principale, rappresentano lo 0.81% e lo 0.54%, rispettivamente. Il fattore di scala non influenza il processo di ottimizzazione; pertanto, esso non viene incluso nel set di parametri da considerare. Per ogni anno y , il processo di ottimizzazione agisce sul modello idraulico di PS attraverso l'attribuzione iterativa di valori alle variabili idrauliche parametrizzate e termina quando essi si configurano come minimi reali rispetto al criterio J. Per ogni anno di analisi, essi sono riportati in Tabella 22. Nell'ultima colonna si trovano, inoltre, i valori assunti dal costo del criterio (costJ) al termine del processo di ottimizzazione.

<i>Anno</i>	<i>Variabili idrauliche parametrizzate</i>					<i>Costo del criterio J</i>
	<i>Cd1</i>	<i>Cd2</i>	<i>n</i>	<i>n1</i>	<i>n2</i>	<i>costJ</i>
	(-)	(-)	($\text{m}^{1/3}/\text{s}$)	($\text{m}^{1/3}/\text{s}$)	($\text{m}^{1/3}/\text{s}$)	(m)
<i>Senza la pesatura delle misure "sospette"</i>						
2012	0.37	0.64	0.014	0.015	0.015	0.1742
2013	0.68	0.76	0.015	0.009	0.011	0.2799
2014	0.39	0.82	0.016	0.015	0.008	0.2331
2015	0.49	0.69	0.015	0.012	0.013	0.1036
<i>Con la pesatura delle misure "sospette"</i>						
2012	0.37	0.65	0.014	0.014	0.015	0.1460
2013	0.71	0.74	0.016	0.009	0.011	0.1480
2014	0.44	0.80	0.015	0.013	0.010	0.1101
2015	0.50	0.71	0.014	0.012	0.012	0.0808

Tabella 22. Per ogni anno y , i valori assunti dalle variabili idrauliche parametrizzate e dal costo del criterio al termine del processo di ottimizzazione senza e con la considerazione della pesatura delle misure sospette.

I coefficienti di portata $Cd1$ e $Cd2$ si riferiscono alle entrate sommerse dei passaggi tombinati Culv_1 e Culv_2, rispettivamente. I valori del secondo risultano coerenti rispetto al range specificato in letteratura 0.60-0.85 (Nielsen and Weber, 2000; USBR, 1997; Wu and Rajaratnam, 2015; Sauda, 2014). Il funzionamento di Culv_2 prevede sempre un flusso a superficie libera al proprio interno. Per alcuni anni di analisi, i valori di $Cd1$ si discostano significativamente rispetto al range da letteratura. Tali risultati sono giustificabili applicando l'Equazione 46 in corrispondenza dell'entrata dei due sottopassi. A titolo d'esempio è stato esaminato l'anno 2012, poiché per esso, $Cd1$ si attesta a 0.37 mentre $Cd2$ a 0.64. Per Culv_1, il termine $(Z_{up}-Z_{dn})$ riporta valori massimo e minimo di 0.13 m e di 0.03 m, rispettivamente. Essi risultano maggiori rispetto a quelli in corrispondenza di Culv_2 di 0.07 m e 0.01 m. Considerando che i valori di portata transitante ai due sottopassi sono simili poiché l'influenza delle derivazioni irrigue è modesta, il coefficiente di portata in corrispondenza di Culv_1 dovrà assumere un valore inferiore rispetto a quello di Culv_2. Entro Culv_1 si verificano entrambi i tipi di flusso: superficie libera o in pressione. Gli anni 2012 e 2015 sono caratterizzati dalla quasi completa alternanza tra i due mentre il 2013 e il 2014 presentano principalmente il primo.

I valori del coefficiente di Manning lungo PS (n) riportati in Tabella 22 sono coerenti con il range esplicitato in letteratura per canali rivestiti in cemento ($0.010-0.020 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$) (Baume et al., 2006). Sui quattro anni, il valore medio calcolabile è $0.0147 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ con una differenza massima di $0.002 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ tra gli anni 2012 e 2013; si può affermare, quindi, che il coefficiente di Manning sia pressoché stabile lungo il segmento. Le sue variazioni sono imputabili a cause non investigabili quali: presenza di ostacoli (detriti, sedimenti e polvere; piante ed oggetti di varia natura caduti e depositati sul fondo del canale) e crescita algale. De Doncker et al. (2009) e Dyhouse et al. (2003) sostengono che il valore del coefficiente di scabrezza sia il risultato della combinazione di molteplici fattori quali: irregolarità del fondo, variazioni delle sezioni trasversali, presenza di ostacoli, crescita algale e meandrazione.

I valori di $n1$ e $n2$ risultano coerenti con il range da letteratura specificato per passaggi tombinati in cemento ($0.010-0.014 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$) (Chow, 1959). Per entrambi, le medie si attestano a $0.012 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ mentre la differenza massima a $0.005 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ (2012-2013 per Culv_1 e 2012-2014 per Culv_2). Entro i sottopassi il coefficiente di Manning presenta maggiore variabilità se confrontato con quello lungo il segmento. Tale risultato può implicare la combinazione dei seguenti fattori: griglie all'entrata (blocco di corpi caduti e trasportati nel canale, turbolenze e perdite di carico, modellazione approssimata), geometria dei passaggi tombinati approssimata nella modellazione e perdite di carico aggiuntive.

Il costo del criterio risulta essere dipendente dalla considerazione o meno dei vettori di pesatura delle misure probabilmente affette da errore σ_{2y} e σ_{3y} definiti al Capitolo 9.3.2. Tramite essi, infatti, si ottengono valori minori di costJ e, quindi, si stabiliscono migliori performances del modello ottimizzato. In particolare, la massima differenza è 0.1319 m per l'anno 2013.

Performances del modello idraulico ottimizzato

Per ogni anno, le performances del modello idraulico ottimizzato sono valutate attraverso gli elementi contenuti nei vettori $Z2_{\text{sim},y}$ e $Z3_{\text{sim},y}$. Essi sono riportati in Figura 52.

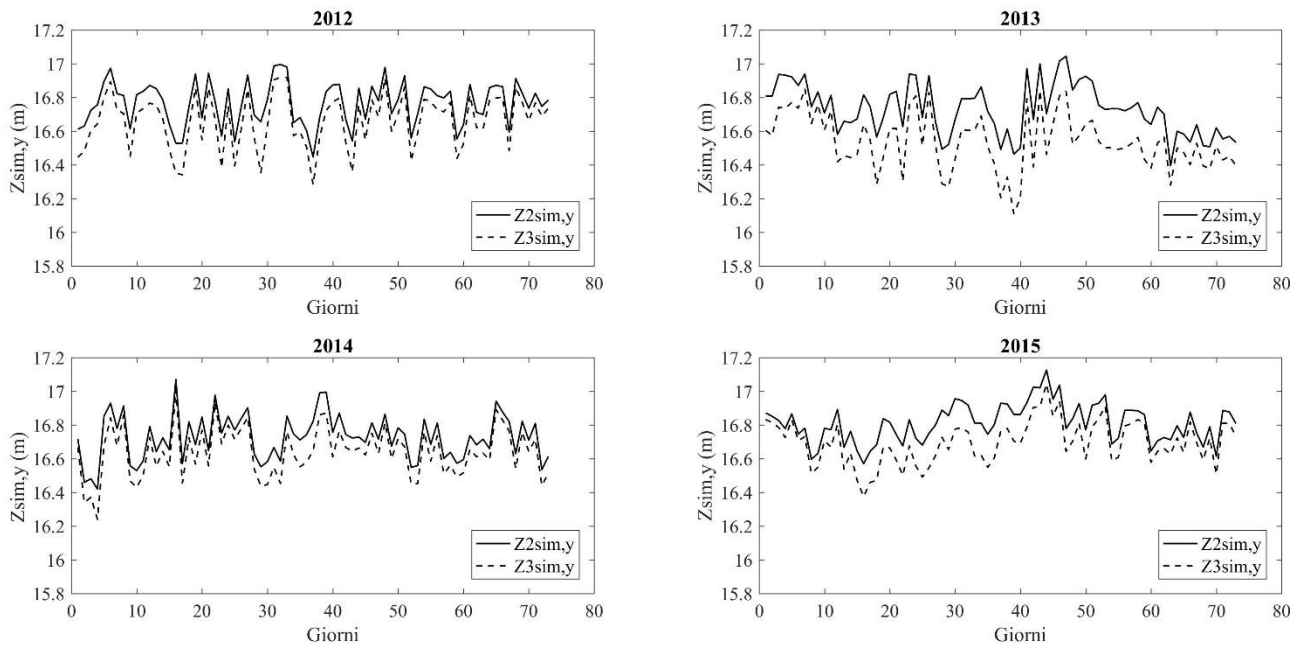


Figura 52. Per ogni anno y , i valori di $Z2_{\text{sim},y}$ e $Z3_{\text{sim},y}$ ottenuti dal modello idraulico ottimizzato.

Per ogni anno y , i valori misurati di altezza idrica contenuti in $Z2_{\text{obs},y}$ possono essere rappresentati in un piano cartesiano in funzione di quelli simulati in $Z2_{\text{sim},y}$ (Tedeschi, 2006; St-Pierre, 2016; Harrison, 1991; Mayer and Butler, 1993; Mayer et al., 1994). Successivamente, tramite interpolazione lineare sono valutabili intercetta e pendenza rispetto alla condizione della retta bisettrice $y=x$ che esprime la perfetta aderenza tra realtà misurata e modellazione (Dent and Blackie, 1979). In Figura 53, gli elementi del vettore $Z2_{\text{sim},y}$ sono plottati versus quelli del vettore $Z2_{\text{obs},y}$. I primi sono riportati per modello ottimizzato (Opt) e non ottimizzato (Non-Opt).

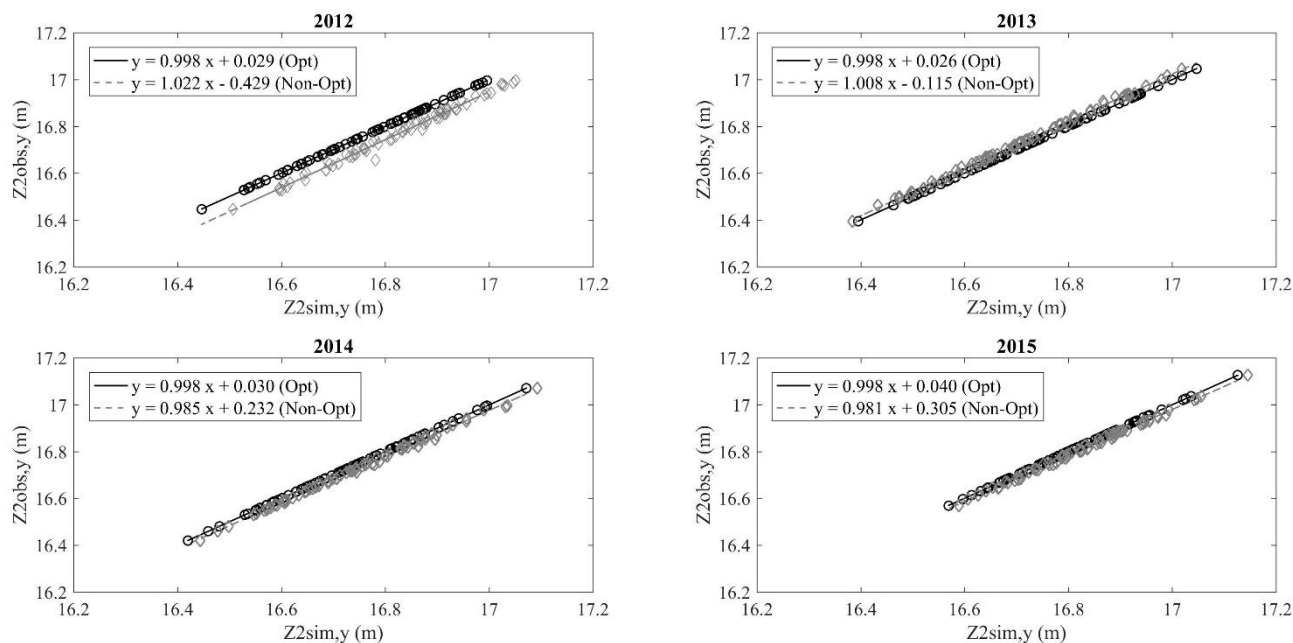


Figura 53. Per ogni anno y , $Z2_{obs,y}$ in funzione di $Z2_{sim,y}$. Per quest'ultimo, in particolare, sono valutati sia i valori ottenuti da modello ottimizzato (Opt) sia non (Non-Opt).

La validità del modello ottimizzato può essere verificata grazie ai valori assunti dai parametri dell'interpolazione lineare. Sui quattro anni, i valori medi di intercetta e di coefficiente angolare sono 0.031 e 0.998, valutati come eccellenti rispetto a quelli ottimali 0 ed 1, rispettivamente. Si riscontra, inoltre, un miglioramento delle performances del modello idraulico a seguito del processo di ottimizzazione soprattutto in termini di intercetta (ad esempio 0.029 vs 0.429 per $Z2_{sim,2015}$).

L'approccio di interpolazione lineare nel piano cartesiano altezze idriche simulate-osservate è stato applicato ai vettori $Z3_{sim,y}$ e $Z3_{obs,y}$ (Figura 54). Anche in questo caso il modello ottimizzato (Opt) mostra un fit eccellente rispetto alla realtà misurata riportando valori medi di intercetta e di coefficiente angolare pari a 0.105 e 0.994, rispettivamente. Inoltre, sono garantite migliori performances rispetto a quello non ottimizzato (Non-Opt).

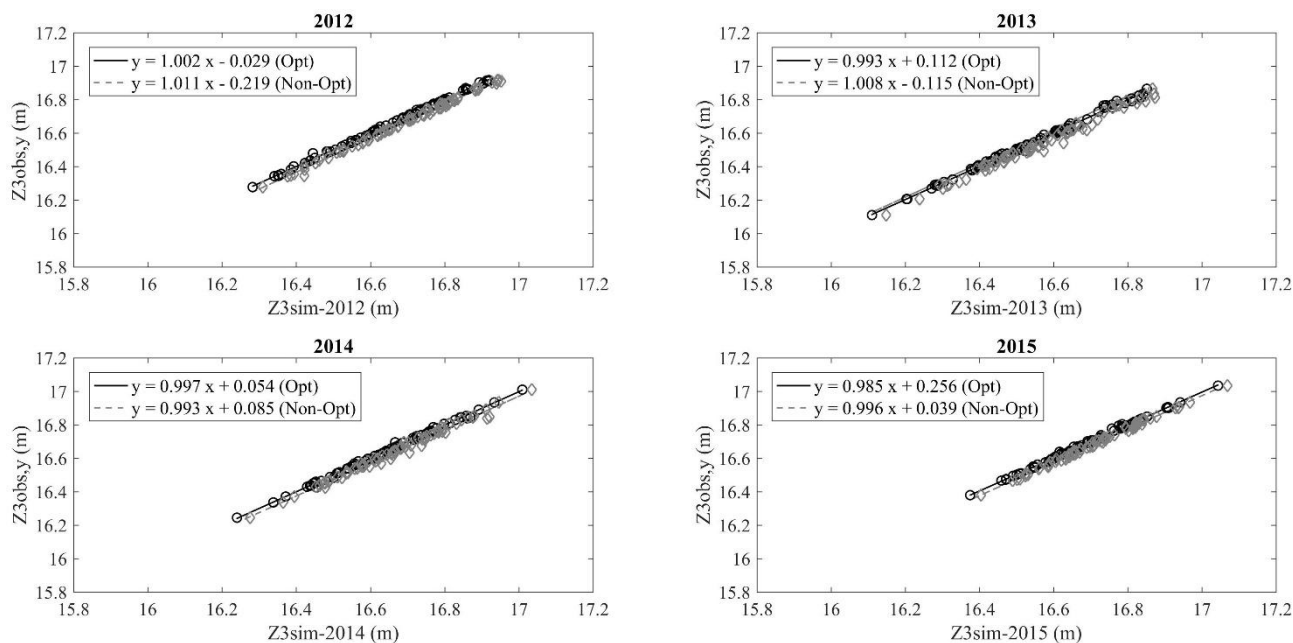


Figura 54. Per ogni anno y , $Z_{3obs,y}$ in funzione di $Z_{3sim,y}$. Per quest'ultimo, in particolare, sono valutati sia i valori ottenuti da modello ottimizzato (Opt) sia non (Non-Opt).

In Tabella 23, sono valutate le performances dei modelli idraulici ottimizzato e non attraverso l'indicatore scarto quadratico medio (RMSE) (Hyndman and Koehler, 2006). Quest'ultimo è calcolato in termini di altezze idriche misurate e simulate in corrispondenza di WL OUT_1 e di WL IN_2. Per il modello ottimizzato, RMSE riporta valori medi di $4.661 \cdot 10^{-4}$ m e $8.150 \cdot 10^{-3}$ m, rispettivamente. Essi differiscono significativamente rispetto a quelli risultati dal modello non ottimizzato (0.0302 m e 0.0285 m; valori medi in corrispondenza di WL OUT_1 e WL IN_2, rispettivamente).

Anno	RMSE (m)	
	Modello idraulico ottimizzato	Modello idraulico non ottimizzato
WL OUT_1		
2012	$2.9 \cdot 10^{-4}$	0.0586
2013	$6.1 \cdot 10^{-4}$	0.0220
2014	$5.8 \cdot 10^{-4}$	0.0216
2015	$3.9 \cdot 10^{-4}$	0.0185
WL IN_2		
2012	$6.1 \cdot 10^{-3}$	0.0318
2013	$11.2 \cdot 10^{-3}$	0.0340
2014	$8.3 \cdot 10^{-3}$	0.0316
2015	$7.0 \cdot 10^{-3}$	0.0265

Tabella 23. Per ogni anno y , i valori dell'indicatore RMSE in corrispondenza di WL OUT_1 e WL IN_2 calcolati a partire dalle altezze idriche misurate e simulate con i modelli idraulici ottimizzato e non.

Complessivamente, la comparazione in termini di altezze idriche simulate tra modello ottimizzato e non sottolinea come il primo porti a risultati ottimi rispetto alla realtà misurata. In termini di RMSE, le differenze assumono valori: massimo (0.0583 m) in corrispondenza di WL OUT_1 per il 2012 e medi di 0.0297 m e 0.0228 m in corrispondenza di WL OUT_1 e WL IN_2, rispettivamente. Considerando il range di accuratezza di misurazione idrometrica in campo (± 0.05 m), il processo di ottimizzazione migliora in modo significativo i risultati ottenuti.

12.2 GLI OUTPUT DAL MODELLO IDRAULICO OTTIMIZZATO DI ES

Portate transittanti stimate da modello idraulico ottimizzato

Per ogni anno y , il modello idraulico ottimizzato restituisce l'andamento delle portate transittanti e del profilo idrico lungo ES. A titolo d'esempio, si riporta il primo per i giorni di minimo ($Q_{02015}=14.71 \text{ m}^3/\text{s}$) e di massimo ($Q_{02015}=32.02 \text{ m}^3/\text{s}$) per l'anno 2015 (Figura 55 e Figura 56). Si nota come essi coincidano con quelli individuati per PS (giorno 6, 25/06/2015 e giorno 29, 19/07/2015, rispettivamente).

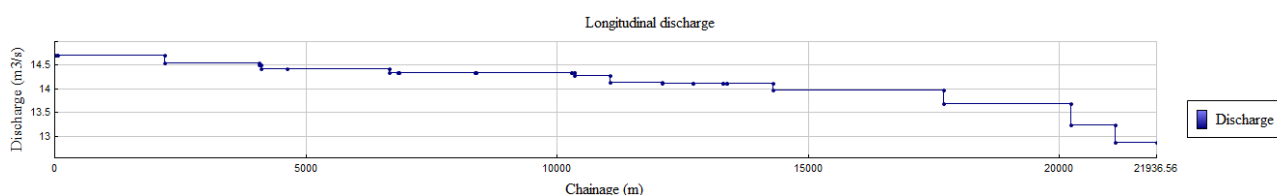


Figura 55. Per il giorno 25/06/2015, la portata transittante lungo ES decresce da $14.71 \text{ m}^3/\text{s}$ (Q_{02015}) a $12.88 \text{ m}^3/\text{s}$ ($Q_{2sim,2015}$).

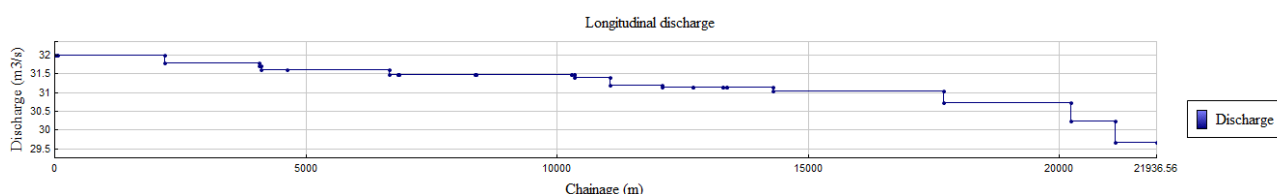


Figura 56. Per il giorno 19/07/2015, la portata transittante lungo ES decresce da $32.02 \text{ m}^3/\text{s}$ (Q_{02015}) a $29.67 \text{ m}^3/\text{s}$ ($Q_{2sim,2015}$).

In Figura 57 e Figura 58 sono riportati gli andamenti di pelo libero, fondo e sponde per gli stessi due giorni.

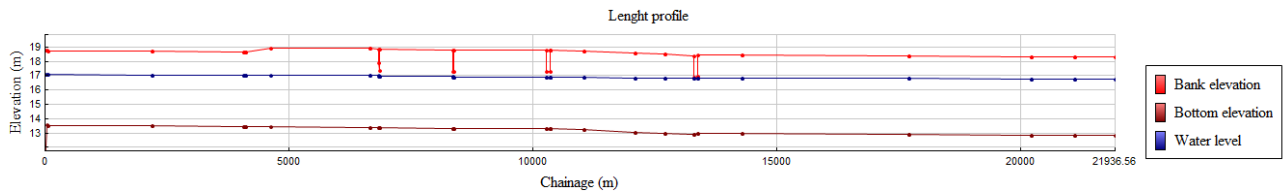


Figura 57. Per il giorno 25/06/2015, l'altezza idrica lungo ES passa da 17.07 m a 16.77 m. La prima rappresenta il valore contenuto in corrispondenza di ZO_{sim6} mentre la seconda la condizione al contorno imposta ZI_{obs6} .

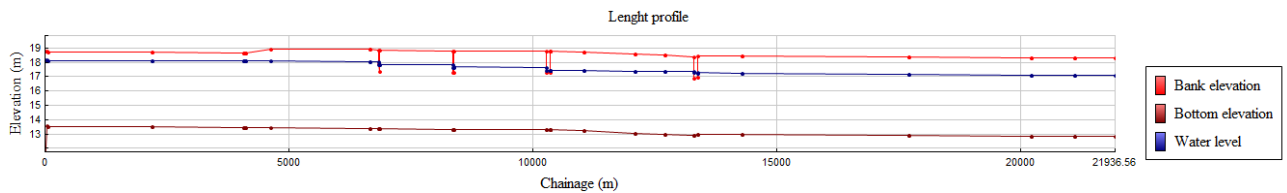


Figura 58. Per il giorno 19/07/2015, l'altezza idrica lungo ES passa da 18.15 m a 17.09 m. La prima rappresenta il valore contenuto in corrispondenza di ZO_{sim30} mentre la seconda la condizione al contorno imposta ZI_{obs30} .

Per ogni anno di analisi, in Figura 59 sono riportati i valori di portata transitante $Q0_y$, calcolati secondo l'Equazione 96. In particolare, sono individuabili i due vettori $Q0_c$ e $Q0_s$. Il primo è ottenuto da $Q2_{simc}$ mentre il secondo da $Q2_{sims}$. Pertanto, in $Q0_y$ saranno presenti valori di portata probabilmente affetti da errore ($Q0_s$) in conseguenza delle misure sospette contenute nelle condizioni al contorno o di ottimizzazione di PS.

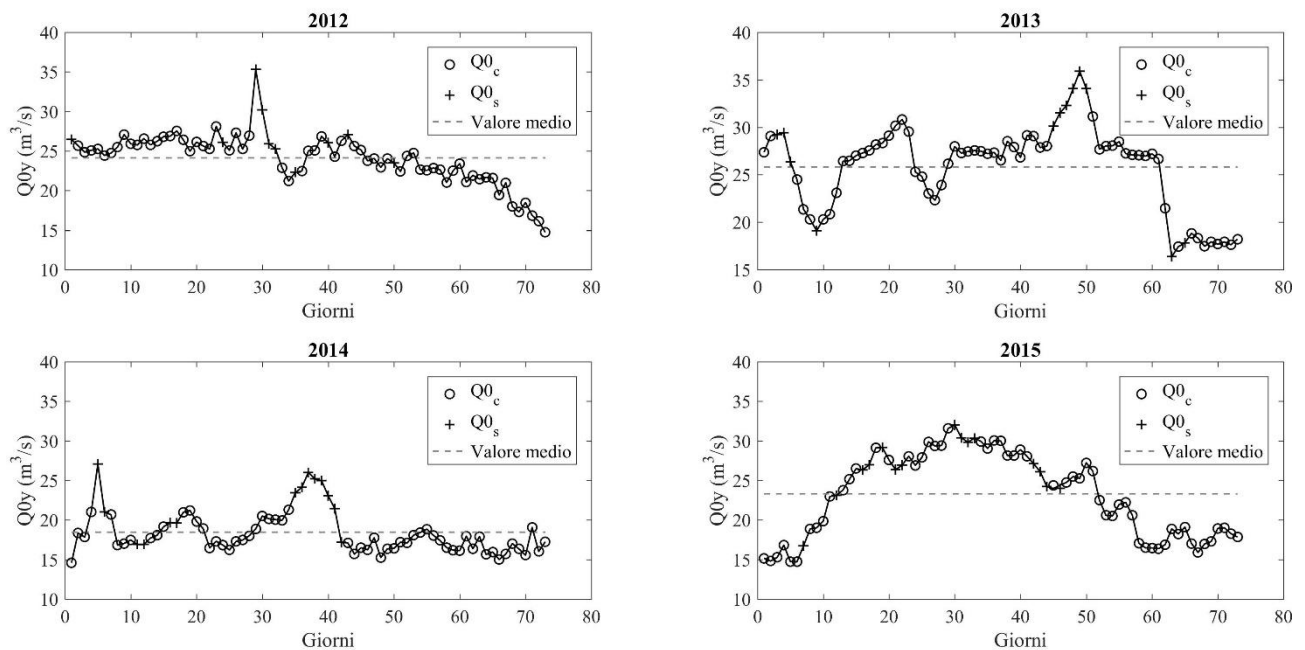


Figura 59. Per ogni anno y , i valori di $Q0_y$ distinguendo i vettori $Q0_c$ e $Q0_s$.

Considerando il solo vettore di portata transitante $Q0_c$, in Tabella 24 sono riportati per ogni anno, i valori contenuti di minimo, massimo e quello medio calcolato. Essi sono prevalentemente coerenti con l'andamento meteo-climatico (Capitolo 12.1.2). In particolare, l'anno piovoso (2014) è caratterizzato da una portata transitante media di $17.64 \text{ m}^3/\text{s}$ mentre quello secco (2012) da $23.71 \text{ m}^3/\text{s}$. I valori di deviazione standard risultano minimi per questi due anni estremi mentre massimi per quelli standard come riscontrato per PS.

<i>Anno</i>	<i>$Q0_c$</i> <i>(m^3/s)</i>				<i>Valori contenuti in $Q0_y$</i> <i>probabilmente affetti da errore</i> <i>(% sul totale)</i>
	<i>Min</i>	<i>Max</i>	<i>Med</i>	<i>σ</i>	
2012	14.71	28.11	23.71	2.96	13.70
2013	17.42	31.11	25.37	3.94	23.29
2014	14.59	21.30	17.64	1.69	19.18
2015	14.70	31.57	22.45	5.27	20.54

Tabella 24. Per ogni anno y , i valori minimo, massimo, medio e di deviazione standard delle portate transittanti in corrispondenza di WL_{OUT_0} . L'incidenza delle misure sospette è la stessa indicata per PS.

Variabili idrauliche determinate dal modello idraulico ottimizzato

Si passa, quindi, alla valutazione dei valori assunti dai coefficienti di portata e di scabrezza a seguito del processo di ottimizzazione (Capitolo 9.3.3) considerando valido anche per ES quanto motivato al Capitolo 12.1.2 relativamente a PS.

Il set di parametri ha dimensione maggiore rispetto a quello di PS. In particolare, sono inseriti quattro coefficienti di portata e cinque di scabrezza per caratterizzare il segmento (in termini di scabrezza) ed i passaggi tombinati (in termini di scabrezza e perdita di carico all'entrata). L'automatizzazione prevede che il processo di ottimizzazione termini quando il criterio raggiunge un minimo stabile. Per ogni anno di analisi, quindi, in Tabella 25 sono riportati i valori delle variabili idrauliche parametrizzate ed il costo del criterio ad eccezione dell'anno 2014. Per esso, infatti, il processo non giunge a una fine poiché tende a minimizzare il criterio assegnando valori negativi ai coefficienti di Manning e particolarmente elevati (>1) a quelli di portata. Per questo anno, quindi, il ciclo di ottimizzazione non risulta finalizzato.

Anno	Variabili idrauliche parametrizzate									Costo del criterio J
	Cd3	Cd4	Cd5	Cd6	n	n3	n4	n5	n6	costJ
	(-)	(-)	(-)	(-)	($m^{1/3}/s$)	($m^{1/3}/s$)	($m^{1/3}/s$)	($m^{1/3}/s$)	($m^{1/3}/s$)	(m)
2012	0.60	0.45	0.62	0.52	0.020	0.020	0.013	0.011	0.010	0.5057
2013	0.58	0.60	0.58	0.58	0.014	0.013	0.013	0.013	0.013	0.4669
2015	0.42	0.59	0.43	0.45	0.011	0.019	0.019	0.016	0.010	0.3465

Tabella 25. Per ognuno dei tre anni analizzati y, i valori assunti dalle variabili idrauliche parametrizzate e dal costo del criterio al termine del processo di ottimizzazione.

I coefficienti di portata Cd3 e Cd4 si riferiscono ai passaggi tombinati rispetto a corpi idrici mentre Cd5 e Cd6 rispetto alle strade (Figura 19). In tutti i casi è prevista un'entrata sommersa. I valori riportati presentano minore variabilità rispetto a PS (Tabella 22) e si attestano mediamente intorno a 0.60 eccetto per l'anno 2015 (0.47, valore medio). I quattro passaggi tombinati sono caratterizzati da un regime di moto prevalentemente in pressione per il 2012 mentre a superficie libera per il 2013 ad esclusione di Culv_4.

I valori del coefficiente di Manning lungo ES (n) sono coerenti con il range esplicitato in letteratura per canali rivestiti in cemento ($0.010-0.020 m^{1/3}/s$) (Baume et al., 2006). Sui tre anni considerati, si ottiene in media $0.015 m^{1/3}/s$, similmente a quanto calcolato per PS ($0.0147 m^{1/3}/s$). La differenza massima di $0.009 m^{1/3}/s$ è riscontrabile tra gli anni 2012 e 2015. Nonostante essa sia maggiore rispetto a quella calcolata per PS, il coefficiente n è ritenuto stabile e le sue variazioni sono imputabili a cause non investigabili, le stesse esposte nel Capitolo 12.1.2 per PS.

I valori di n3, n4, n5 e n6 sono coerenti con il range da letteratura specificato per passaggi tombinati in cemento ($0.010-0.014 m^{1/3}/s$) (Chow, 1959) eccetto per l'anno 2015 per il quale essi risultano maggiori ($0.019 m^{1/3}/s$ rappresenta il valore massimo). Entro i passaggi tombinati, le variazioni riscontrabili in termini di coefficiente di Manning ($0.007 m^{1/3}/s$ rappresenta il valore massimo) sono imputabili ai fattori esplicitati nel Capitolo 12.1.2 per PS.

Considerando uno stesso anno y, i valori di costJ differiscono significativamente rispetto a quelli ottenuti per PS (Tabella 22). Essi risultano maggiori e sono giustificabili analizzando diff2_y, diff3_y e diff0_y. In particolare, gli elementi di quest'ultimo possono essere raggruppati in due vettori: diff0_c e diff0_s (Figura 60). Il secondo contiene i valori delle differenze tra altezze idriche simulate e misurate in corrispondenza di WL OUT_0 calcolate in condizioni "sospette" per il verificarsi di uno dei seguenti casi: 1) l'elemento Z0_{obsj} è affetto da errore; 2) l'elemento Q2_{simj} utilizzato per la determinazione della condizione al contorno di monte Q0_j è affetto da errore poiché risultato dalla j-

esima simulazione su PS in cui una delle quattro altezze idriche $Z1_{\text{obsj}}$, $Z2_{\text{obsj}}$, $Z3_{\text{obsj}}$ o $Z4_{\text{obsj}}$ è stata ritenuta probabilmente affetta da errore.

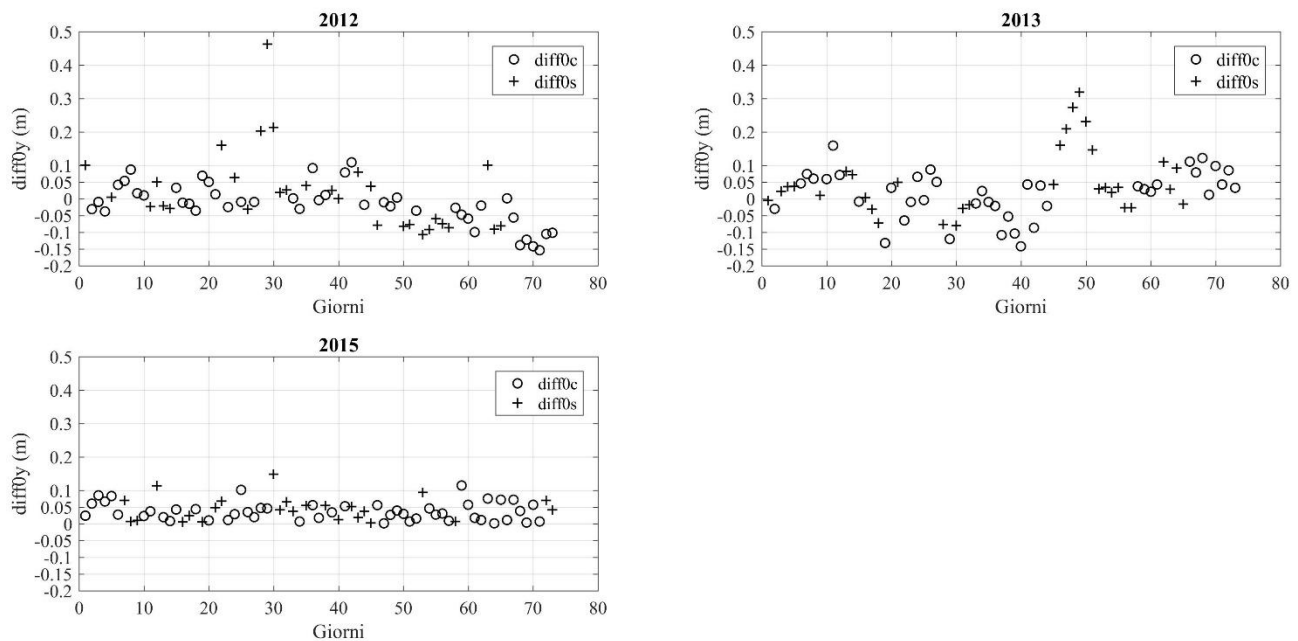


Figura 60. Per ognuno dei tre anni analizzati y , i valori contenuti nei vettori diff0c e diff0s .

Complessivamente, quindi, l'incertezza che accompagna il processo di ottimizzazione su ES risulta maggiore rispetto a quella su PS. La quantificazione percentuale delle condizioni misurate o calcolate “sospette” rispetto al totale è riportata in Tabella 26.

Anno	Condizioni sospette (in $Z0_{\text{obs},y}$ o in $Q0_y$) (% sul totale)
2012	41.10
2013	43.84
2015	31.51

Tabella 26. Per ognuno dei tre anni analizzati y , le percentuali di condizioni “sospette” rispetto al totale dei dati.

Il vettore diff0c ha come elementi le differenze calcolate utilizzando altezze idriche simulate e misurate probabilmente non affette da errore. Considerando l'anno 2015 ad esempio, i valori massimi in termini assoluti per i soli giorni non affetti da misure sospette sono 0.015 m e 0.011 m in corrispondenza di WL OUT_1 (diff2_y) e di WL IN_2 (diff3_y), rispettivamente. Essi differiscono significativamente rispetto a 0.115 m ottenuto per diff0c . In Figura 61, si evidenzia come i valori contenuti in $Z0_{\text{sim},y}$ appartengano prevalentemente al range definito dall'accuratezza in campo (± 0.10 m) degli elementi di $Z0_{\text{obs},y}$. Quelli che si configurano come outlier corrispondono a condizioni (idrometriche misurate o al contorno calcolate) probabilmente affette da errore.

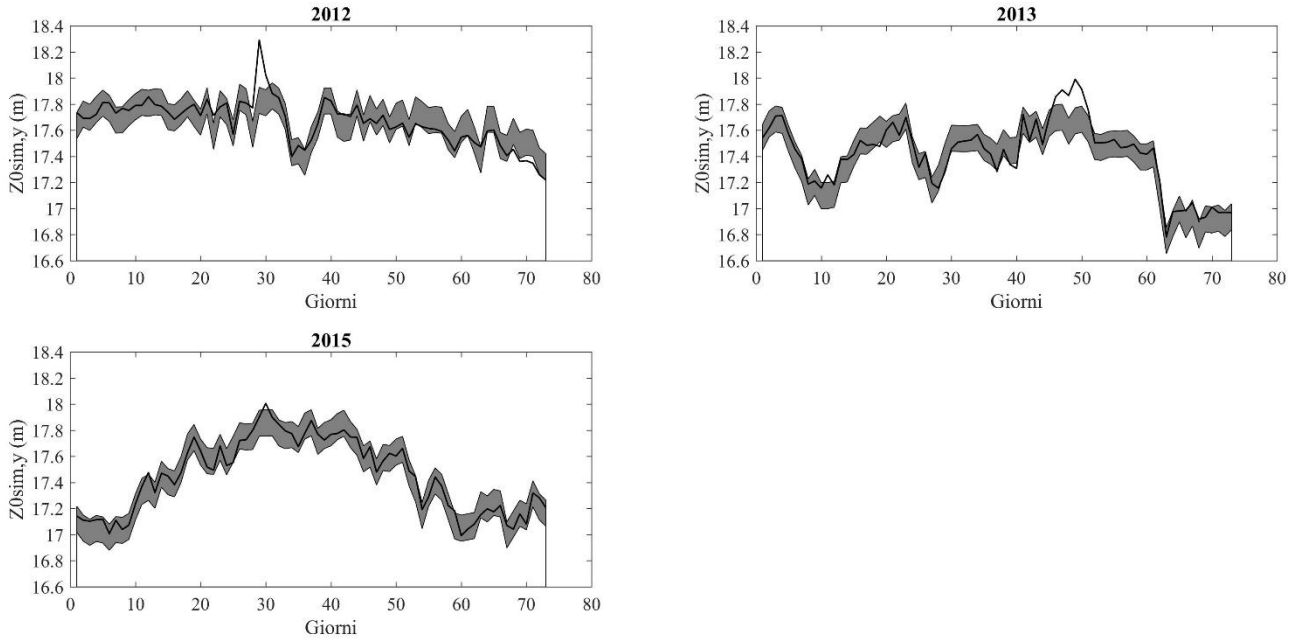


Figura 61. Per ognuno dei tre anni analizzati y , i valori contenuti nel vettore $Z0_{sim,y}$ ed il range di accuratezza ± 0.10 m rispetto a quelli in $Z0_{obs,y}$.

Performances del modello idraulico ottimizzato

Come riportato in Capitolo 12.1.2, per ogni anno y , i valori idrometrici misurati in $Z0_{obs,y}$ sono rappresentabili in un piano cartesiano in funzione di quelli simulati contenuti in $Z0_{sim,y}$. In Figura 62 si riporta l'interpolazione lineare di cui sono valutabili intercetta e coefficiente angolare rispetto alla condizione di fitting perfetto modellazione-realtà misurata e rispetto ai valori ottenuti per PS.

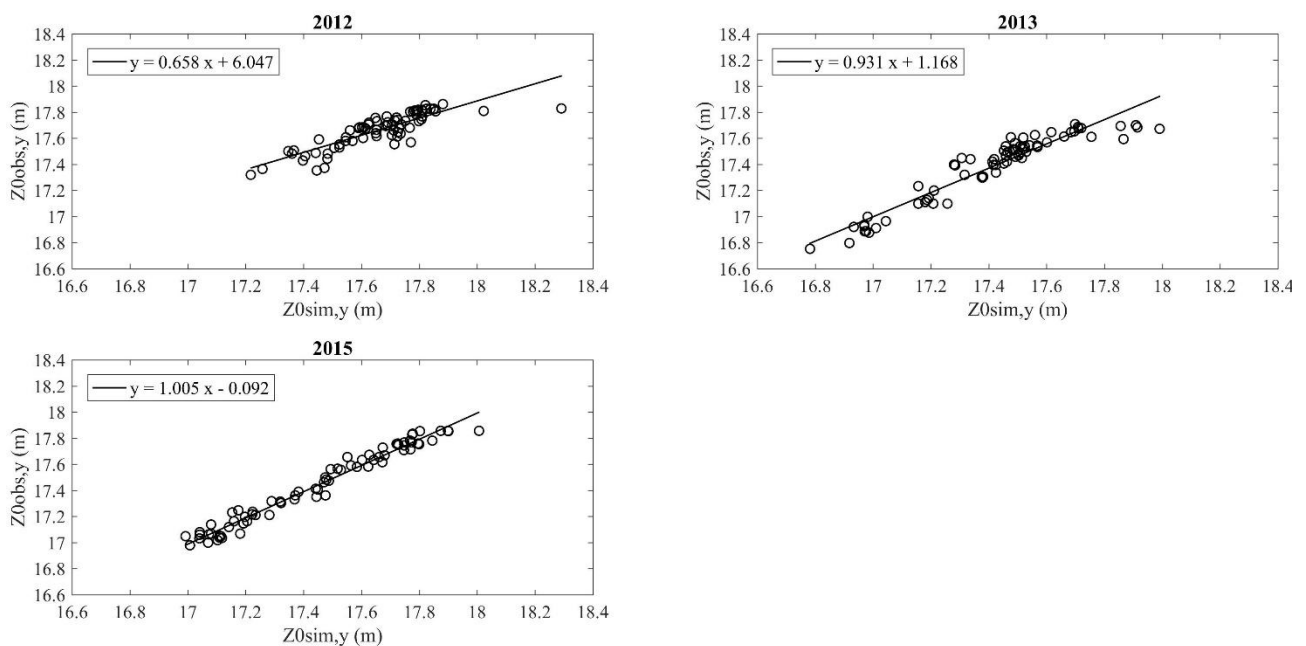


Figura 62. Per ognuno dei tre anni analizzati y , $Z0_{obs,y}$ in funzione di $Z0_{sim,y}$.

Per i due anni standard 2013 e 2015, i risultati sono da considerarsi eccellenti rispetto ai valori dei parametri di interpolazione lineare e a RMSE. Quest'ultimo, infatti, riporta 0.09 m e 0.05 m, rispettivamente; essi risultano inferiori rispetto all'accuratezza di misurazione specificata (± 0.10 m). Per l'anno secco (2012), specialmente il parametro di interpolazione intercetta differisce significativamente (6.047) rispetto al valore ottimale 0. Secondo Mesplé et al. (1996), questo caso si verifica quando alla sovrastima/sottostima della modellazione è combinata la proporzionalità al gap tra i valori misurati e simulati. Tuttavia, il valore assunto da RMSE è comparabile a quello riportato per gli altri due anni di analisi (0.09 m) e inferiore alla soglia di accuratezza di misura.

Complessivamente, i risultati ottenuti su ES risultano peggiori anche se soddisfacenti rispetto a quelli su PS sottolineando come il modello lavori meglio su una geometria più semplice e, soprattutto, su un set di dati più ampio ed accurato. Quest'ultimo influenza in modo determinante il processo di ottimizzazione soprattutto per gli anni caratterizzati da condizioni estreme. L'anno secco 2012 è interessato da un'intensa attività di accensione e spegnimento delle pompe all'impianto Pieve di Cento. Essa fa registrare brusche variazioni di altezza idrica in prossimità di WL OUT_0 entro uno stesso giorno. I dati di funzionamento cioè i valori di livello in corrispondenza delle pompe che determinano la loro accensione o il loro spegnimento, attestano una differenza massima per il giorno 28 (17/07/2012) durante cui essi variano tra 16.62 m e 17.85 m. Il valore idrometrico in corrispondenza di WL OUT_0 è 17.57 m. Esso, ottenuto secondo quanto descritto al Capitolo 2.3, avrà accuratezza ± 0.10 m poiché in relazione alla media di una particolare combinazione di rilevamenti o al singolo corrispondente ad uno specifico istante. In entrambi i casi, l'incidenza dell'attività delle pompe risulta significativa. Definendo il vettore $\text{diff}0_{p,y}$ come:

$$\text{diff}0_{p,y} = Z0_{pmax,y} - Z0_{pmin,y} \quad (111)$$

si può notare come i suoi elementi, per l'anno 2012, riportino valore medio 0.23 m e deviazione standard 0.22 m. L'anno piovoso 2014 è caratterizzato da domande irrigue minori e pertanto l'attività delle pompe all'impianto Pieve di Cento è più limitata. La media degli elementi del vettore $\text{diff}0_{p,2014}$ risulta maggiore (0.29 m) rispetto a quella riportata per $\text{diff}0_{p,2012}$ (0.23 m); tuttavia la deviazione standard presenta un valore minore (0.17 m) rispetto a quella dell'anno secco (0.22 m). In Figura 63 sono riportati i vettori $\text{diff}0_{p,2012}$ e $\text{diff}0_{p,2014}$.

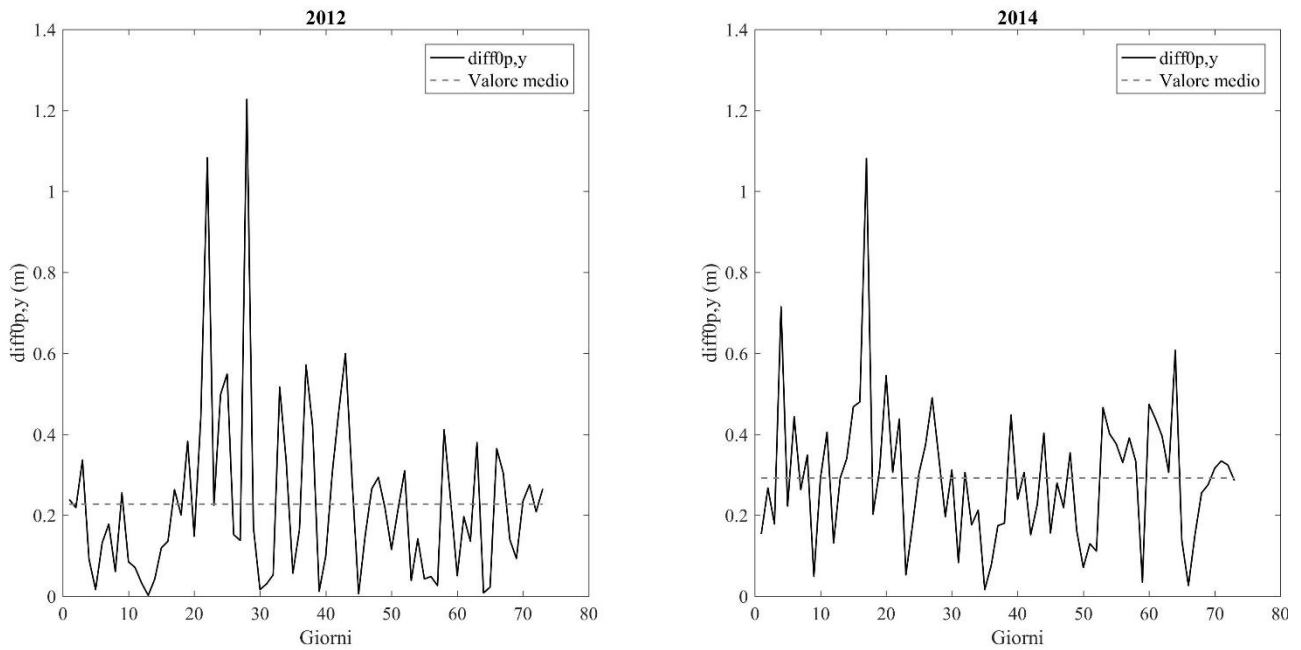


Figura 63. Per i due anni estremi (2012 e 2014), il vettore $diff0_{p,y}$.

L'attività limitata dell'impianto di pompaggio, potrebbe implicare, a causa della pendenza di ES ($3.80 \cdot 10^{-5}$), condizioni di riflusso influenzando le misure idrometriche in corrispondenza di WL OUT_0 e conducendo a valori negativi dei coefficienti di scabrezza durante il processo di ottimizzazione.

13. E.coli TRANSITANTE LUNGO ES

Per ogni anno di analisi y , sono svolte in SIC² tre simulazioni sullo stesso modello idraulico ottimizzato. Ciascuna corrisponde all'utilizzo di un coefficiente di reazione differente nella cinetica del primo ordine descrivente il costituente E.coli ($k_{1.08}$, $k_{0.8}$ e $k_{0.13}$) come esposto in Capitolo 10.2. In Figura 64 i vettori $C_{E.coliI_y}$ e $C_{E.coliIbis_{simy}}$ sono riportati per gli anni 2012, 2013 e 2015. Si può notare come, i valori di concentrazione di E.coli in corrispondenza di CER_Ibis siano tanto minori tanto maggiore si presenti il coefficiente di reazione. Conseguentemente, il tasso di abbattimento risulta aumentato. Ciò è verificabile integrando l'Equazione 78 riscrivibile nel seguente modo per E.coli:

$$\frac{dC_{E.coli}}{dt} = -kC_{E.coli} \quad (112)$$

tra gli estremi $C_{E.coli0}$ e $C_{E.coli}$ ai tempi $t=0$ e t , rispettivamente. Si ottiene dunque:

$$C_{E.coli} = C_{E.coli0} \exp(-k t) \quad (113)$$

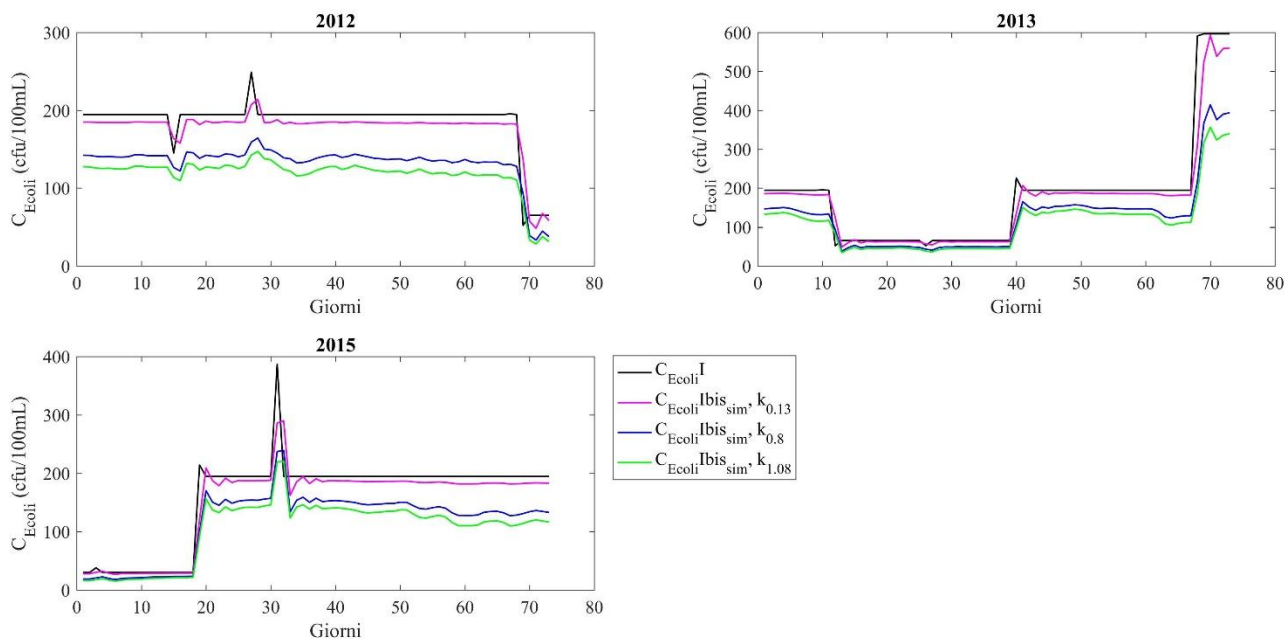


Figura 64. Per ognuno dei tre anni analizzati y , andamento degli elementi contenuti nei vettori $C_{E.coli}I_y$ e $C_{E.coli}I_{bis_{sim,y}}$ ottenuti con i diversi coefficienti di reazione $k_{1.08}$, $k_{0.8}$ e $k_{0.13}$.

Per poter validare tali risultati si è utilizzato il metodo delle soglie residuali normalizzate esposto in Capitolo 10.4. In Figura 65 sono riportati, per ognuno dei tre anni di analisi y , i valori di soglia minimo e massimo e l'andamento dei residui normalizzati calcolati secondo l'Equazione 108 a partire dai risultati da simulazione.

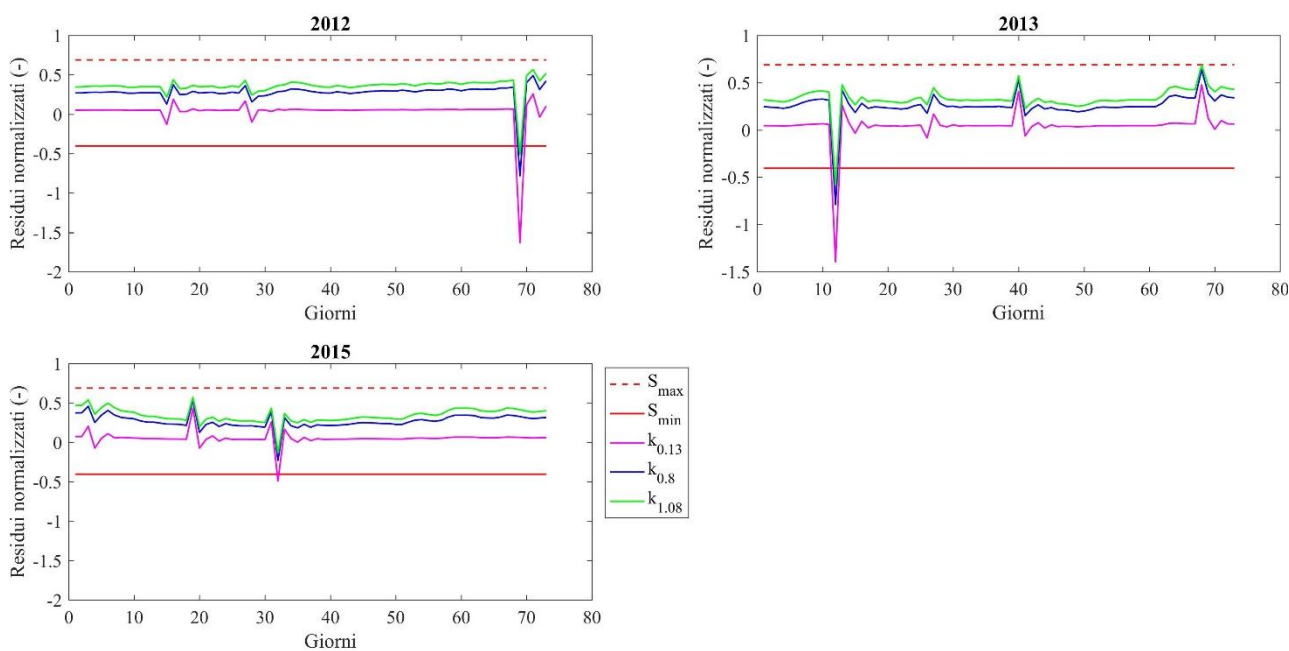


Figura 65. Per ognuno dei tre anni y , andamenti dei residui normalizzati di soglie massima (S_{max}) e minima (S_{min}) e di quelli calcolati a partire dai vettori $C_{E.coli}I_y$ e $C_{E.coli}I_{bis_{sim,y}}$.

Si può notare come il coefficiente di reazione $k_{0.80}$ permetta di ottenere residui normalizzati sempre nel range definito dalle due soglie: minima (-0.40) e massima (0.69) eccetto in due casi: per il giorno 69 (27 agosto) del 2012 e il giorno 12 (2 luglio) del 2013. Per essi, la concentrazione simulata in corrispondenza di CER_Ibis risulta particolarmente elevata facendo ottenere scarti normalizzati di -0.78 e -0.79, rispettivamente, al di sotto del valore di soglia minima. Questo è dovuto alla mancata corrispondenza tra valore imposto alla condizione al contorno $C_{E.coliI_y}$ e la realtà non monitorata. Per il 2012, tra il giorno 27 (16 luglio) e il giorno successivo di misurazione 69 (27 agosto) si è imposto un valore costante di 194.50 cfu/100mL poiché in corrispondenza del primo la misurazione di E.coli risulta 249 cfu/100mL appartenente alla classe $100 < C_{E.coli} \leq 500$ (Tabella 16). Al giorno 69, si è calcolato il residuo normalizzato tra le concentrazioni di E.coli misurata a CER_I pari a 52 cfu/100mL e simulata a CER_Ibis con $k_{0.8}$ di 235 cfu/100mL. Ne è risultato un residuo molto maggiore in valore assoluto di quello della soglia minima. Analogamente si riscontra per il giorno 12 dell'anno 2013.

Si può sottolineare come il metodo dell'imposizione delle condizioni al contorno all'estremità di monte di ES porti a prestazioni buone. La sua validità, tuttavia, è poggiata sulla disponibilità di uno storico particolarmente ampio (2004-2015). Il metodo di validazione dei risultati in termini di concentrazione di E.coli ottenuti da simulazione attraverso soglie residuali normalizzate ha permesso di individuare il valore del coefficiente di reazione maggiormente idoneo per la descrizione della cinetica di primo ordine nel presente caso studio rispetto a quelli proposti in letteratura. La definizione delle soglie residuali normalizzate si basa su uno storico anche se non così ampio come quello dell'imposizione delle condizioni al contorno (2010-2015). Un aspetto molto interessante e di approfondimento consiste nella possibilità di implementare in SIC² un processo di calibrazione automatizzato del coefficiente di reazione da inserire come variabile parametrizzata; lo stesso procedimento utilizzato per l'ottimizzazione delle variabili idrauliche coefficiente di scabrezza e di portata.

SEZIONE E-CONCLUSIONI

14. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Il presente lavoro è focalizzato sull'elaborazione di uno strumento di valutazione quantitativa e qualitativa della risorsa idrica veicolata dal CER in un'ottica di gestione maggiormente sostenibile secondo quanto richiesto dalle direttive regionali, nazionali ed europee.

Esso ha previsto l'analisi di due segmenti che si differenziano in termini di complessità geometrica e di numero e accuratezza di set di misure idrauliche (nello specifico di altezze idrometriche). Per entrambi si è riscontrato come l'utilizzo del DSS IRRINET disponibile a scala regionale riconduca alla stima delle portate irrigue prelevate in corrispondenza delle derivazioni. In particolare, i valori di CWR caratterizzano in termini agronomici e raffinanano la scala temporale dei dati volumetrici disponibili attraverso un metodo opportuno di pesatura.

La modellazione idraulica ha richiesto, in prima istanza, particolare attenzione rispetto alle condizioni al contorno imponibili. Esse, per il CER come per la maggior parte dei sistemi irrigui, sono esprimibili unicamente in termini di altezza idrica misurata. Il software HEC-RAS ha presentato notevoli limiti poiché non implementa uno schema idraulico avente condizioni al contorno unicamente idrometriche. Con l'elaborazione di una scala di deflusso è stato possibile comunque testarlo conseguendo risultati discreti per PS, segmento caratterizzato da geometria semplice e da un numero modesto di punti di misura i cui dati presentano una buona accuratezza. Tuttavia, rispetto a ES, HEC-RAS ha riportato risultati scadenti sottolineando come non sia applicabile ad una configurazione più complessa in termini geometrici e funzionali, su cui il set di misure è scarso e di minore accuratezza. Con il software SIC² è stato possibile imporre condizioni al contorno unicamente idrometriche in regime di moto stazionario, regime caratterizzante il flusso del CER. I risultati ottenuti dai modelli idraulici ottimizzati rispetto alle variabili idrauliche coefficienti di scabrezza e di portata si presentano eccellenti per PS e buoni per ES. Si evidenzia come il posizionamento dello strumento e, conseguentemente, l'accuratezza del corrispondente set di misure siano fattori chiave per ottenere un modello rappresentativo della realtà. Inoltre, i risultati sottolineano come la modellazione sia più performante per gli anni caratterizzati da condizioni meteo-climatiche standard rispetto a quelli estremi per i quali sono di difficile valutazione le operazioni di gestione, sia a scala di appezzamento che lungo l'asta, dovute a periodi prolungati di piovosità o di siccità.

Il lavoro infine ha dimostrato come la modellazione qualitativa necessiti solide basi idrauliche. Essa è stata svolta in termini microbiologici su ES, segmento lungo cui sono presenti due punti di campionamento. La determinazione del valore del coefficiente di reazione del costituente E.coli risulta oggetto di studio soprattutto per l'elaborazione di una metodologia che ne consenta una validazione. Essa ha previsto la definizione di un range di variazione di soglie residuali normalizzate piuttosto che dei singoli valori simulati.

L'approccio è stato sviluppato su un canale artificiale rivestito in cemento. Affinché si possa estendere la sua applicazione a canali secondari, prevalentemente in terra, sono da considerarsi ed includere nella modellazione idraulica le perdite dovute a fenomeni di infiltrazione.

La modellazione qualitativa in termini microbiologici è stata validata utilizzando un set di dati particolarmente ampio. Rispetto ad essa si indirizzano i possibili sviluppi del lavoro. In particolare, sarebbe interessante riuscire ad implementare un processo di ottimizzazione automatizzato in SIC² per la determinazione del coefficiente di reazione come svolto per le variabili idrauliche coefficienti di scabrezza e di portata. Infine, come da ricerca bibliografica effettuata, si potrebbe verificare l'entità e il tipo di relazione esistente tra TSS e E.coli.

In conclusione, l'utilizzo di un approccio multi-disciplinare che implichi aspetti agronomici e di modellazione quantitativa e qualitativa sembra condurre a un quadro sufficientemente completo del presente sistema irriguo e, conseguentemente, essere la base per operazioni gestionali in un'ottica di sostenibilità. Grazie alla sua struttura modulare, esso può configurarsi come punto di partenza per lo studio dei meccanismi che interessano i canali secondari irrigui in gestione ai Consorzi di Bonifica che vengono alimentati dal CER.

BIBLIOGRAFIA E SITOGRAFIA

- Abbot, M., 1979. *Computational Hydraulics. Elements of the Theory of Free Surface Flows*. Pitman Publishing, London, United Kingdom, pp.324.
- Agenzia per la Coesione Territoriale, 2017. *Accordo di partenariato 2014-2020 ITALIA, Sezione 1A*, pp.292 <http://www.agenziacoesione.gov.it/it/AccordoPartenariato/> (consultato 26/09/2018)
- Aguilar, J. V., Langarita, P., Linares, L., Rodellar, J., Soler, J., 2012. Adaptive predictive expert control of levels in large canals for irrigation water distribution. *International Journal of Adaptive Control and Signal Processing* 26, 945-960. <https://doi.org/10.1002/acs.2272>
- American Society for Civil Engineers Task Committee on Irrigation Canal System Hydraulic Modeling (ASCE), 1993. Unsteady-flow modeling of irrigation canals. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 119, 4, 615-630.
- Artina, S., Montanari, A., 2007. Consulenza per lo studio delle perdite idriche nelle reti di distribuzione dei Consorzi di Bonifica; Allegato 5 al Quadro Conoscitivo-Piano di Tutela delle Acque Provinciale -Variante PTCP Provincia di Reggio Emilia Area Cultura e Valorizzazione del Territorio - Servizio Ambiente, Bologna, Italia, pp.46.
- Augustijn, D.C.M., van den Berg, M., de Bruine, E., Korving, H., 2011. Dynamic control of salt intrusion in the Mark-Vliet river system, the Netherlands. *Water Resources Management* 25, 3, 1005-1020. <https://doi.org/10.1007/s11269-010-9738-1>
- Avery, L.M., Williams, A.P., Killham, K., Jones, D.L., 2008. Survival of *Escherichia coli* O157:H7 in Waters From Lakes, Rivers, Puddles and Animal-Drinking Troughs. *Science of the Total Environment* 389, 2-3, 378-385. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.08.049>
- Bae, S., Seo, D., 2018. Analysis and modeling of algal blooms in the Nakdong River, Korea. *Ecological Modelling* 372, 53-63. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.01.019>
- Barker, R., Molle, F., 2004. *Evolution of irrigation in South and Southeast Asia. Comprehensive Assessment Research Report 5*, Colombo, Sri Lanka, pp.55.
- Basal, M.K., 1971. Dispersion in Natural Streams. *Journal of Hydraulics Division, ASCE* 97(HY11), 1867-1886.
- Battilani, A., 1994. L'irrigazione del medicaio. *Agricoltura* 3, 31-33.
- Battilani A., 1996. Irrigazione: attenti alla qualità delle acque. *Agricoltura*, 64-67.
- Battilani, A., 2004. Regulated deficit of irrigation (RDI) effects on growth and yield of plum tree. *Acta Hort.* 664, 55-62. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2004.664.4>
- Battilani, A., Anconelli, S., Guidoboni, G., 2004. Water table level effect on the water balance and yield of two pear rootstock. *Acta Hort.* 664, 47-54. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2004.664.3>
- Battilani, A., Ventura, F., 1996. Influence of water table, irrigation and rootstock on transpiration rate and fruit growth of peach trees. *Acta Hort.* 449, 521-528. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.1997.449.72>

- Baume, J.-P., Belaud, G., Vion, P.-Y., 2006. *Hydraulique pour le génie rural Notes de Cours. Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie, Cemagref, Montpellier, France, pp.179.*
- Baume, J.P., Malaterre, P.O., Benoit, G.B., 2005. *SIC: A 1D Hydrodynamic Model for River and Irrigation Canal Modeling and Regulation. CEMAGREF, Agricultural and Environmental Engineering Research, Montpellier, France, pp.81.*
- Benfield, L. D., Randall, C. W., 1980. *Biological Process Design for Wastewater Treatment. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, United States.*
- Benson, B.B., Krause, D. JR., 1984. *The concentration and isotopic fractionation of oxygen dissolved in fresh- water and seawater in equilibrium with the atmosphere. Limnology and Oceanography* 29, 3, 620-632.
- Berthouex, P. M., Hunter, W. G., 1971. *Problems associated with planning BOD experiments. Journal of the Sanitary Engineering Division, ASCE* 97, 3, 333-344.
- Bhadra, A., Bandyopadhyay, A., Singh, R., Raghuwanshi, N.S., 2009. *Integrated Reservoir-Based Canal Irrigation Model. I: Description. Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 135, 149-157. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2009\)135:2\(149\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2009)135:2(149))
- Billaud, F., Malaterre, P.-O., Belaud, G., Dorchie, D., Rampnoux, N., Goral, B., 2017. *Modélisation hydraulique du lez et du Verdanson et évaluation de la contamination bactériologique induite par les déversements du système d'assainissement. Rapport final, Convention Veolia-UMR G-eau 2017, pp.99.*
- Boano, F., Revelli, R., Ridolfi, L., 2006. *Stochastic modelling of DO and BOD components in a stream with random inputs. Advances in Water Resources* 29, 1341-1350. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2005.10.007>
- Bolea, Y., Puig, V., Blesa, J., 2014. *Linear parameter varying modeling and identification for real-time control of open-flow irrigation canals. Environmental Modelling & Software* 53, 87-97. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.10.028>
- Boling, R.H., Peterson, R.C., Cummins, K.W., 1975. *Ecosystem modelling for small woodland streams. Systems Analysis and Simulation in Ecology, B.C. Pattern (ed.), Vol. III, Academic Press, New York, United States, pp.183-204.*
- Bongiovanni, P., Majani, P., Pecci, F., 1990. *Un fiume chiamato CER. Alfa Tape. Bologna, Italia.*
- Bowie, G.L., Mills, W.B., Porcella, D.B., Campbell, C.L., Pagenkopt, J.R., Rupp, G.L., Johnson, K.M., Chan, P.W.H., Gherini, S.A., 1985. *Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling, 2nd Edition, EPA/600/3-85/040, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, United States.*
- Braca, G., 2008. *Stage-Discharge Relationships in Open Channels: Practices and Problems. FORALPS Technical Report, 11. Università degli Studi di Trento, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale, Trento, Italia, pp.24.*
- Brauwer, D.A., Ouattara, N.K., Servais, P., 2014. *Modeling fecal indicator bacteria concentrations in natural surface waters: a review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 44, 21, 2380-2453. <http://dx.doi.org/10.1080/10643389.2013.829978>
- Brown, H. B., Pico, R. F., 1979. *Characterization and treatment of dairy wastes in the municipal treatment systems. Proceedings of the 34th Industrial Waste Conference, Purdue University, Lafayette, United States, pp.326-334.*

- Brown, L.C., Barnwell, T.O., 1987. *The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Manual Report EPA/600/3-87/007*, U.S. EPA, Athens, United States.
- Brunner, G. W., 2008a. *HEC-RAS Hydraulic Reference Manual*. US Army Corps Engineers, Davis, CA, United States.
- Brunner, G. W., 2008b. *HEC-RAS, River Analysis System User's Manual*. US Army Corps Engineers, Davis, CA, United States.
- Bucci, V., Vulić, M., Ruan, X., Hellweger, F.L., 2011. Population Dynamics of *Escherichia coli* in Surface Water1: Population Dynamics of *Escherichia coli* in Surface Water. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 47, 3, 611-619. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2011.00528.x>
- Byappanahalli, M., M. Fowler, D. Shively, and R. Whitman, 2003. Ubiquity and Persistence of *Escherichia coli* in a Midwestern Coastal Stream. *Applied and Environmental Microbiology* 69, 8, 4549-4555. <https://doi.org/10.1128/AEM.69.8.4549-4555.2003>
- Canteras, J.C., Juanes, J.A., Pérez, L., Koev, K.N., 1995. Modelling the coliforms inactivation rates in the Cantabrian Sea (Bay of Biscay) from in situ and laboratory determinations of T 90. *Water Science & Technology* 32, 2, 37-44. <https://doi.org/10.2166/wst.1995.0069>
- Cantoni, M., Weyer, E., Li, Y., Ooi, S.K., Mareels, I., Ryan, M., 2007. Control of Large-Scale Irrigation Networks. *Proceedings of the IEEE* 95, 75-91. <http://doi:10.1109/JPROC.2006.887289>
- Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N., Smith, V.H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8, 3, 559-568. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2)
- Carr, R.M., Blumenthal, U.J., Duncan Mara, D., 2004. Guidelines for the safe use of wastewater in agriculture: revisiting WHO guidelines. *Water Science and Technology* 50, 31-38.
- Chapra, S.C., 1997. *Surface Water-Quality Modeling*. McGraw-Hill, Boston, United States.
- Chen, S., Ravallion, M., 2007. Absolute poverty measures for the developing world, 1981-2004. *Policy Research Working Paper 4211*, World Bank, Washington DC, United States, pp.24.
- Chick, H., 1908. An Investigation of the Laws of Disinfection. *Journal of Hygiene*, 8, 1, 92-158.
- Chow, V.T., 1959. *Open-channel hydraulics*, McGraw-Hill, New York, United States, pp.680.
- Christensen, V.G., Rasmussen, P.P., Ziegler, A.C., 2002. Real-time water quality monitoring and regression analysis to estimate nutrient and bacteria concentrations in Kansas streams. *Water Science & Technology* 45, 9, 205-211.
- Clemmens, A.J., Bautista, E., Wahlin, B.T., Strand, R.J., 2005. Simulation of Automatic Canal Control Systems. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 131, 324-335. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2005\)131:4\(324\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2005)131:4(324))
- Connolly, J.P., A.F., Blumberg, J.D., Quadrini, 1999. Modeling Fate of Pathogenic Organisms in Coastal Waters of Oahu, Hawaii. *Journal of Environmental Engineering* 125, 5, 398-406. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1999\)125:5\(398\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1999)125:5(398))

Consorzio della Bonifica Renana, 2017. Report 2017.

<https://www.bonificarenana.it/servizi/Menu/dinamica.aspx?idSezione=19034&idArea=25772&idCat=25772&ID=25772&TipoElemento=area> (consultato 28/08/2018)

Cornish, G., Bosworth, B., Perry, C., Burke, J., 2004. *Water Charging in Irrigated Agriculture: An Analysis of International Experience*, FAO Water Reports, 28, Rome, Italy. <http://www.fao.org/docrep/008/y5690e/y5690e00.htm>

Cunge, J., Holly, F.M., Verwey, Jr.A., 1980. *Practical aspects of computational river hydraulics*, Pitman Advanced Pub. Program, Boston, United States, pp.420.

Cunge, J.A., Wegner, M., 1964. *Intégration numérique des équations d'écoulement de Barré de Saint-Venant par un schéma implicite de différences finies*. *La Houille Blanche*, pp.33-39.

Dai, T., Labadie, J.W., 2001. *River Basin Network Model for Integrated Water Quantity/Quality Management*. *Journal of Water Resources Planning and Management*, ASCE 127, 5, 295-305. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(2001\)127:5\(295\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(2001)127:5(295))

David, M.M., Haggard, B.E., 2011. *Development of regression based models to predict fecal bacteria numbers at select sites within the Illinois river watershed, Arkansas and Oklahoma*. *Water, Air & Soil Pollution* 215, 1, 525-547. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0497-7>

de Azevedo, L. G. T., Gates, T. K., Fontane, D. G., Labadie, J. W., Porto, R. L., 2000. *Integration of water quantity and quality in strategic river basin planning*. *Journal of Water Resources Planning and Management*, ASCE 126, 2, 85-97. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(2000\)126:2\(85\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(2000)126:2(85))

de Brauwere, A., de Brye, B., Servais, P., Passerat, J., Deleersnijder, E., 2011. *Modelling Escherichia coli concentrations in the tidal Scheldt river and estuary*. *Water Research* 45, 9, 2724-2738. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.02.003>

de Brauwere, A., Gourgue, O., de Brye, B., Servais, P., Ouattara, N.K., Deleersnijder, E., 2014b. *Integrated modelling of faecal contamination in a densely populated river-sea continuum (Scheldt River and Estuary)*. *Science of The Total Environment* 468-469, 31-45. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.019>

de Brauwere, A., Ouattara, N.K., Servais, P., 2014a. *Modeling fecal indicator bacteria concentrations in natural surface waters: a review*. *Critical Reviews Environmental Science and Technology* 44, 2380-2453. <https://doi.org/10.1080/10643389.2013.829978>

De Doncker, L., Troch, P., Verhoeven, R., Bal, K., Meire, P., Quintelier, J., 2009. *Determination of the Manning roughness coefficient influenced by vegetation in the river Aa and Biebrza river*. *Environmental Fluid Mechanics* 9, 549-567. <https://doi.org/10.1007/s10652-009-9149-0>

De Fraiture, C., Molden, D., Wichelns, D., 2010. *Investing in water for food, ecosystems, and livelihoods: an overview of the comprehensive assessment of water management in agriculture*. *Agricultural Water Management* 97, 4, 495-501. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.08.015>

Delibera di Giunta Regionale (DGR), 2009. *Bollettino Ufficiale della Regione Emilia Romagna del 24 aprile 2009 n.74, Ridelimitazione dei Comprensori di Bonifica e riordino dei Consorzi*. Bologna, Italia.

<http://demetra.regione.emilia-romagna.it/al/articolo?urn=er:assemblealegislativa:legge:2009;5> (consultato 28/08/2018)

Delibera di Giunta Regionale (DGR), 2016a. Bollettino Ufficiale della Regione Emilia Romagna del 5 settembre 2016 n.1415, Definizione dei fabbisogni irrigui per coltura, ai sensi del D.M. 31 luglio 2015 "Approvazione delle linee guida per la regolamentazione da parte delle Regioni delle modalità di quantificazione dei volumi idrici ad uso irriguo". Bologna, Italia. <http://bur.regione.emilia-romagna.it/dettaglio-inserzione?i=be8848381a594de9ad55f350571e9528> (consultato 28/08/2018)

Delibera di Giunta Regionale (DGR), 2016b. Bollettino Ufficiale della Regione Emilia Romagna del 21 dicembre 2016 n.2254, Disciplina relativa alle modalità di quantificazione dei volumi idrici ad uso irriguo ed alla raccolta e gestione dei dati, in recepimento del Decreto del Ministero delle politiche agricole alimentari e forestali del 31 luglio 2015 secondo quanto disposto dall'Accordo di partenariato 2014-2020. Bologna, Italia. <http://bur.regione.emilia-romagna.it/dettaglio-inserzione?i=be8848381a594de9ad55f350571e9528> (consultato 28/08/2018)

Deltour, J. L., Sanfilippo, F., 1998. Introduction of Smith predictor into dynamic regulation. Journal of Irrigation and Drainage Engineering 124, 1, 3-30.

Dent, J. B., Blackie, M.J., 1979. Systems Simulation in Agriculture; Applied Science, London, United Kingdom.

Desmarais, T.R., Solo-Gabriele, H.M., Palmer, C.J., 2002. Influence of Soil on Fecal Indicator Organisms in a Tidally Influenced Subtropical Environment. Applied and Environmental Microbiology 68, 3, 1165-1172. <https://doi.org/10.1128/AEM.68.3.1165-1172.2002>

Dyhouse, G., Hatchett, J., Benn, J., 2003. Floodplain modeling using HEC-RAS. Headstad Press, Waterbury, CT, United States, pp.1261.

Ecologic, 2007. EU Water Saving Potential, Part1-Report, Berlin, Germany, pp.247. <https://www.ecologic.eu/2175> (consultato 26/09/2018)

Edinger, J.E., Brady, D.K., Geyer, J.C., 1974. Heat Exchange and Transport in the Environment. Report: 14, Research Project RP-49, Electric Power Research Institute, Palo Alto, United States.

Edinger, J.E., Duttweiler, D.W., Geyer, J.R., 1968. The response of water temperatures to meteorological conditions, Water Resources Research 4, 5, 1137-114. <https://doi.org/10.1029/WR004i005p01137>

Edinger, J.E., Geyer, J.C., 1965. Heat exchange in the environment, Publ. 65-902, Edison Electric Institute, New York, United States.

Elhadi, N., Davar, K., 1976. Longitudinal Dispersion for Flow Over Rough Beds. Journal of Hydraulics Division, ASCE 102 (HY4), 483-498.

Elmore, H.L., Hayes, T.W., 1960. Solubility of atmospheric oxygen in water. Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE 86 (SA4), 41-53.

European Commission, 2000. WFD, 2000/60/CE. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32000L0060> (consultato 28/08/2018)

European Commission, 2011. Roadmap to a Resource Efficient Europe. COM (571) final report, Brussels, Belgium, pp.24.

European Commission, 2012. Water saving potential in agriculture in Europe: findings from the existing studies and applications. Final report, Paris, France, pp.232.

European Environmental Agency (EEA), 2009. Water resources across Europe-Confronting water scarcity and drought. Copenhagen, Denmark, pp.55. <https://www.eea.europa.eu/publications/water-resources-across-europe> (consultato 28/08/2018)

Fair, G. M., 1936. The log-difference method for estimating the constants of the first-stage biochemical oxygen curve. Sewage Works Journal, 8, 430-434.

Fisher, H.B., 1966. Longitudinal Dispersion in Laboratory and Natural Streams. W. M. Keck Lab Report: KH-12-12, California Institute of Technology, Pasadena, United States. <http://resolver.caltech.edu/CaltechKHR:KH-R-12>

Fisher, H.B., 1967a. The Mechanics of Dispersion in Natural Streams. Journal of the Hydraulics Division, ASCE 93(HY6), 187-216.

Fisher, H.B., 1967b. Dispersion Predictions in Natural Streams. Journal of the Sanitary Engineering Division, ASCE 94 (SA5), 927-943.

Fisher, H.B., 1968. Methods for Predicting Dispersion Coefficients in Natural Streams with Application to Lower Reaches of the Green and Duwamish Rivers. Geological Survey Professional Paper 582-A, Washington, D.C., United States, pp.34.

Flint, K.P., 1987. The long-term survival of Escherichia coli in river water. Journal of Applied Bacteriology 63, 3, 261-270. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.1987.tb04945.x>

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 1985. Water quality for agriculture. FAO IRRIGATION AND DRAINAGE PAPER, 29, Rev.1, Roma, Italia. <http://www.fao.org/docrep/003/T0234E/T0234E00.htm> (consultato 29/10/2018)

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 1989. Irrigation Water Management: Irrigation Scheduling. Training Manual n.4., Roma, Italia. <http://www.fao.org/docrep/t7202e/t7202e08.htm> (consultato 21/06/2017)

Francy, D.S., Stelzer, E.A., Duris, J.W., Brady, A.M.G., Harrison J.H., Johnson H.E., Ware M.W., 2013. Predictive models for Escherichia coli concentrations at inland lake beaches and relations of model variables to pathogen detections. Applied and Environmental Microbiology 79, 5, 1676-1688. <https://doi.org/10.1128/AEM.02995-12>

- Frost, W.H., Streeter, H.W., 1924. *A Study of the Pollution and Natural Purification of the Ohio River: II. Report on Surveys and Laboratory Studies*, Public Health Bulletin N.143, U.S. Public Health Service, Washington, D.C., United States.
- Gao, G., Falconer, R.A., Lin, B., 2015. Modelling the fate and transport of faecal bacteria in estuarine and coastal waters. *Marine Pollution Bulletin* 100, 1, 162-168. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.09.011>
- Garcia-Armisen, T., Thouvenin, B., Servais, P., 2006. Modelling faecal coliforms dynamics in the Seine estuary, France. *Water Science and Technology* 54, 3, 177-184.
- Ge, Z., Frick, W.E., 2009. Time-frequency analysis of beach bacteria variations and its implication for recreational water quality modeling. *Environmental Science & Technology* 43, 4, 1128-1133. <https://doi.org/10.1021/es8024116>
- Ghimire, B., Deng, Z., 2013. Hydrograph-based approach to modeling bacterial fate and transport in rivers. *Water Research* 47, 1329-1343. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.11.051>
- Gil, M.I., Selma, M.V., Suslow, T., Jacxsens, L., Uyttendaele, M., Allende, A., 2015. Pre- and postharvest preventive measures and intervention strategies to control microbial food safety hazards of fresh leafy vegetables. *Food Science and Nutrition* 55, 4, 453-468. <https://doi.org/10.1080/10408398.2012.657808>
- Glasgow, H.B., Burkholder, J.A.M., Reed, R.E., Lewitus, A.J., Kleinman, J.E., 2004. Realtime remote monitoring of water quality: a review of current applications, and advancements in sensor, telemetry, and computing technologies. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 300, 1, 409-448. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2004.02.022>
- Gordon, L.J., Finlayson, C.M., Falkenmark, M., 2010. Managing water in agriculture for food production and other ecosystem services. *Agricultural Water Management* 97, 4, 512-519. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.03.017>
- Graf, W.H., 1996. *Hydraulique fluviale: Ecoulement non-permanent et phénomènes de transport*. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, CHE, *Traité de génie civil de l'Ecole polytechnique fédérale de Lausanne*, vol.16, Tome 2, Suisse, pp.378.
- Haque, S., 2015. Impact of irrigation on cropping intensity and potentiality of groundwater in murshidabad district of West Bengal, India. *International Journal of Ecosystem* 5, 55-64.
- Harrison, S.R., 1991. Validation of agricultural expert systems. *Agricultural Systems* 35, 265-285. [https://doi.org/10.1016/0308-521X\(91\)90159-8](https://doi.org/10.1016/0308-521X(91)90159-8)
- Hayes, D., Labadie, J., Sanders, T., Brown, J., 1998. Enhancing water quality in hydropower system operations. *Water Resources Research* 34, 3, 471-483. <https://doi.org/10.1029/97WR03038>
- He, L.M., He, Z.L., 2008. Water quality prediction of marine recreational beaches receiving watershed baseflow and stormwater runoff in southern California, USA. *Water Research* 42, 10-11, 2563-2573. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.01.002>
- HEC, 1994. HEC-RAS River Analysis System. Technical Paper n. 147. Hydrologic Engineering Center, Davis, CA, United States.

- Hellweger, F.L., Bucci, V., Litman, M.R., Gu, A.Z., Onnis-Hayden, A., 2009. Biphase Decay Kinetics of Fecal Bacteria in Surface Water Not a Density Effect. *Journal of Environmental Engineering* 135, 5, 372-376. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2009\)135:5\(372\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2009)135:5(372))
- Hellweger, F.L., Masopust, P., 2008. Investigating the fate and transport of *Escherichia coli* in the Charles River, Boston, using high-resolution observation and modeling. *JAWRA* 44, 509-522. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2008.00179.x>
- Herschy, R.W., 1995. *Streamflow Measurement*, Second ed. Chapman & Hall, London, United Kingdom, pp.524.
- Hespanhol, I., Prost, A.M.E., 1994. WHO guidelines and national standards for reuse and water quality. *Water Research* 28, 119-124.
- Hewitt, J., Hunter, J. V., Lockwood, D., 1979. A multiorder approach to BOD kinetics. *Water Research* 13, 3, 325-329. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(79\)90213-6](https://doi.org/10.1016/0043-1354(79)90213-6)
- Huang, Y., Fipps, G., 2009. Developing a modeling tool for flow profiling in irrigation distribution networks. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering* 2, 17-26. <http://doi:10.3965/j.issn.1934-6344.2009.03.017-026>
- Hyndman, R. J., Koehler, A. B., 2006. Another look at measures of forecast accuracy. *International Journal of Forecasting* 22, 4, 679-688. <https://doi.org/10.1016/j.ijforecast.2006.03.001>
- Ishii, S., Hansen, D.L., Hicks, R.E., Sadowsky, M.J., 2007. Beach Sand and Sediments Are Temporal Sinks and Sources of *Escherichia coli* in Lake Superior. *Environmental Science and Technology* 41, 7, 2203-2209. <https://doi.org/10.1021/es0623156>
- Islam, A., Raghuwanshi, N.S., Singh, R., 2008. Development and application of hydraulic simulation model for irrigation canal network. *Journal of irrigation and drainage engineering* 134, 49-59. [https://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2008\)134:1\(49\)](https://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2008)134:1(49))
- Islam, M.M.M., Sokolova, E., Hofstra, N., 2018. Modelling of river faecal indicator bacteria dynamics as a basis for faecal contamination reduction. *Journal of Hydrology* 563, 1000-1008. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.06.077>
- Istituto Nazionale di Statistica (ISTAT), 2010. *Censimento Agricoltura 2010*. <http://www4.istat.it/it/censimento-agricoltura/agricoltura-2010> (consultato 22/05/2018)
- Jarvie, H.P., Whitton, B.A., Neal, C., 1998. Nitrogen and phosphorus in east coast British rivers: speciation, sources and biological significance. *Science of The Total Environment* 210-211, 79-109. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00109-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00109-0)
- Jean-Baptiste, N., Malaterre, P.-O., Dorée, C., Sau, J., 2011. Data assimilation for real-time estimation of hydraulic states and unmeasured perturbations in a 1D hydrodynamic model. *Mathematics and Computers in Simulation* 81, 2201-2214. <https://doi.org/10.1016/j.matcom.2010.12.021>
- Jeong, H., Kim, H., Jang, T., 2016. Irrigation Water Quality Standards for Indirect Wastewater Reuse in Agriculture: A Contribution toward Sustainable Wastewater Reuse in South Korea. *Water* 8, 169. <https://doi.org/10.3390/w8040169>

- Jeroen, V., Linden, V., 2011. Volumetric water control in a large-scale open canal irrigation system with many smallholders: The case of Chancay-Lambayeque in Peru. *Agricultural Water Management* 98, 705-714. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.11.008>
- Jobson, H.E., 1980. *Temperature and Solute Transport Simulation in Streamflow using a Lagrangian Reference Frame*. U. S. Geological Survey Water Resources Investigations, 81-2, NSTL Station, MS, United States, pp.165.
- Jobson, H.E., Rathbun, R.E., 1985. *Use of the Routing Procedure to Study Dye and Gas Transport in the West Fork Trinity River, Texas*, USGS, WSP 2252, pp.21.
- Jovanovic, D., Hathaway, J., Coleman, R., Deletic, A., McCarthy, D. T., 2017. Conceptual modelling of *E. coli* in urban stormwater drains, creeks and rivers. *Journal of Hydrology* 555, 129-140. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.10.022>
- Kashefipour, S. M., Lin, B., Harris, E., Falconer, R. A., 2002. Hydro-environmental modelling for bathing water compliance of an estuarine basin. *Water Research* 36, 1854-1868. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00396-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00396-7)
- Kazi, T., Arain, M.B., Jamali, M.K., Jalbani, N., Afridi, H.I., Sarfraz, R.A., Baig, J.A., Shah, A.Q., 2009. Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: a case study. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72, 2, 301-309. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.02.024>
- Kennedy, E.J., 1984. *Discharge Ratings at Gaging Stations*, U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigation Report, Book 3, Ch. A10, pp.59.
- Kumar, P., Mishra, A., Raghuwanshi, N.S., Singh, R., 2002. Application of unsteady flow hydraulic-model to a large and complex irrigation system. *Agriculture Water Management* 54, 1, 49-66. [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(01\)00141-X](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(01)00141-X)
- Lata, P., Ram, S., Agrawal, M., Shanker, R., 2009. Enterococci in river Ganga surface waters: propensity of species distribution, dissemination of antimicrobial-resistance and virulence-markers among species along landscape. *BMC Microbiology*, 9, 140.
- Laycock, A., 2007. *Irrigation Systems: Design, Planning and Construction*. CAB International, Wallingford, United Kingdom, pp.285.
- Leduc, R., Unny, T.E., McBean, E.A., 1986. Stochastic model of first-order bod kinetics. *Water Research* 20, 625-632. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(86\)90027-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(86)90027-8)
- Leduc, R., Unny, T., McBean, E.A., 1988. Stochastic models for first-order kinetics of biochemical oxygen demand with random initial conditions, inputs, and coefficients. *Applied Mathematical Modelling* 12, 6, 565-572. [https://doi.org/10.1016/0307-904X\(88\)90053-4](https://doi.org/10.1016/0307-904X(88)90053-4)
- Lee, J. D., 1951. Simplified method for analysis of BOD data-a discussion. *Sewage Industrial Wastes* 23, 2, 164-166.
- Levidow, L., Zaccaria, D., Maia, R., Vivas, E., Todorovic, M., Scardigno, A., 2014. Improving water-efficient irrigation: Prospects and difficulties of innovative practices. *Agricultural Water Management* 146, 84-94. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.07.012>

- Li, Y., De Schutter, B., 2011. Stability and performance analysis of an irrigation channel with distributed control. *Control Engineering Practice* 19, 1147-1156.
- Litrice, X., 2002. Robust IMC flow control of SIMO dam-river open-channel systems. *IEEE Transactions on Control Systems Technology* 10, 432-437. <https://doi.org/10.1109/87.998033>
- Litrice, X., Belaud, G., Fovet, O., 2011. Adaptive control of algae detachment in regulated canal networks. *IEEE International Conference on Networking, Sensing and Control (ICNSC)*, Delft, The Netherlands, pp.179-202. <https://doi.org/10.1109/ICNSC.2011.5874878>
- Litrice, X., Fromion, V., 2006. Turning of robust distant downstream PI controllers for an irrigation canal pool: (I) theory. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 132, 4, 359-368.
- Litrice, X., Fromion, V., Baume, J.-P., Arranja, C., Rijo, M., 2005. Experimental validation of a methodology to control irrigation canals based on Saint-Venant equations. *Control Engineering Practice* 13, 1425-1437.
- Liu, L., Phanikumar, M.S., Molloy, S.L., Whitman, R.L., Shively, D.A., Nevers, M.B., Schwab, D.J., Rose, J.B., 2006. Modeling the transport and inactivation of *E. coli* and enterococci in the near-shore region of Lake Michigan. *Environmental Science & Technology* 40, 5022-5028.
- Liu, W.C., Chan, W.T., Young, C.C., 2015. Modeling fecal coliform contamination in a tidal Danshuei River estuarine system. *Science of The Total Environment* 502, 1, 632-640. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.065>
- Liu, W.C., Huang, W.C., 2012. Modeling the transport and distribution of fecal coliform in a tidal estuary. *Science of The Total Environment* 431, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.05.016>
- Loftis, B., Labadie, J. W., Fontane, D. G., 1985. Optimal operation of a system of lakes for quality and quantity. *Computer applications in water resources*, H. C. Torno ed., ASCE, New York, United States, pp.693-702.
- Loof, R., Paudyal, G. N., Manguerra, H. B., 1991. Mathematical modeling of irrigation canal systems—State of the art. Monograph N. 2, Agricultural Land and Water Development Program, Asian Institute of Technology, Bangkok, Thailand.
- Loucks, D.P., Beek, E. van, Stedinger, J.R., 2005. Water resources systems planning and management: Studies and reports in hydrology, UNESCO, Paris, France, pp.690.
- Lozano, D., Arranja, C., Rijo, M., Mateos, L., 2010. Simulation of automatic control of an irrigation canal. *Agricultural Water Management* 97, 1, 91-100. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.08.016>
- Malaterre, P.-O., Baume, J. P., 1997. Sic 3.0, simulation model for canal automation design. *International workshop on regulation of irrigation canals RIC'97*, Marrakech, Morocco, pp.9.
- Malaterre, P.-O., Baume, J.-P., Jean-Baptiste, N., Sau, J., 2011. Analyse pour le calage de modèles hydrauliques à surface libre : une approche par les théories des systèmes linéaires et de l'automatique. *La Houille Blanche*, 63-68. <https://doi.org/10.1051/lhb/2011034>
- Malaterre, P.-O., Rogers, D. C., Schuurmans, J., 1998. Classification of Canal Control Algorithms. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 124, 1, 3-10. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(1998\)124:1\(3\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(1998)124:1(3))

- Mancini, J.L., 1978. Numerical estimates of coliform mortality rates under various conditions. *J. (Water Pollution Control Federation)* 50, 11, 2477-2484.
- Mannini, P., Genovesi, R., Letterio, T., 2013. IRRINET: Large Scale DSS Application for On-farm Irrigation Scheduling. *Procedia Environmental Sciences* 19, 823-829. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2013.06.091>
- Marske, D.M., Polkowski, L.B., 1972. Evaluation of methods for estimating biochemical oxygen demand parameters. *Water Pollution Control Federation* 44, 1987-2000.
- Masseroni, D., Ricart, S., de Cartagena, F., Monserrat, J., Gonçalves, J., de Lima, I., Facchi, A., Sali, G., Gandolfi, C., 2017. Prospects for Improving Gravity-Fed Surface Irrigation Systems in Mediterranean European Contexts. *Water* 9, 20. <https://doi.org/10.3390/w9010020>
- Mayer, D.G., Butler, D.G., 1993. Statistical validation. *Ecological Modelling*, 68, 21-32.
- Mayer, D.G., Stuart, M.A., Swain, A.J., 1994. Regression of real-world data on model output: an appropriate overall test of validity. *Agricultural Systems* 45, 1, 93-104. [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(94\)90282-8](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(94)90282-8)
- McCorquodale, J.A., Georgiou, I., Carnelos, S., Englande, A.J., 2004. Modeling coliforms in storm water plumes. *Journal of Environmental Engineering and Science* 3, 419-431. <https://doi.org/10.1139/s03-055>
- Mehrez, C., Percia, C., Oron, G., 1992. Optimal operation of a multisource and multiquality regional water system. *Water Resources Research* 28, 5, 1199-1206. <https://doi.org/10.1029/91WR02693>
- Mesplé, F., Troussellier, M., Casellas, C., Legendre, P., 1996. Evaluation of simple statistical criteria to qualify a simulation. *Ecological Modelling* 88, 9-18. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(95\)00033-X](https://doi.org/10.1016/0304-3800(95)00033-X)
- Metcalf & Eddy Inc., 1979. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*, 2nd Edition, McGraw-Hill, New York, pp.290.
- Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare (MATTM), 2003. Decreto Ministeriale n. 185 del 12/06/2003 Regolamento recante norme tecniche per il riutilizzo delle acque reflue in attuazione dell'articolo 26, comma 2 del Decreto Legislativo 11 maggio 1999, n. 152, pp.4.
- Ministero delle politiche agricole, alimentari, forestali e del turismo (MiPAAF), 2001. *Metodi di analisi delle acque per uso agricolo e zootecnico*. FrancoAngeli, Milano, Italia, pp.412.
- Ministero delle politiche agricole, alimentari, forestali e del turismo (MiPAAF), 2015. Approvazione delle linee guida per la regolamentazione da parte delle Regioni delle Modalità di quantificazione dei volumi idrici ad uso irriguo. GU Serie Generale n. 213 del 19-04-2015, Roma, Italia, pp.24. <http://www.gazzettaufficiale.it/eli/id/2015/09/14/15A06988/sg> (consultato 28/08/2018)
- Mishra, A., Singh, R., Raghuwanshi, N.S., 2005. Development and Application of an Integrated Optimization-Simulation Model for Major Irrigation Projects. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 131, 504-513. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2005\)131:6\(504\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2005)131:6(504))
- Molden, D., 2007. *Water for Food, Water for Life: a Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture*. Earthscan, IWMI, London, United Kingdom, pp.39.

- Molle, F., 2009. Water scarcity, prices and quotas: a review of evidence on irrigation volumetric pricing. *Irrigation and Drainage Systems* 23, 43-58. <https://doi:10.1007/s10795-009-9065-y>
- Moore, E.W., Thomas, H.A., Snow, W.B., 1950. Simplified method for analysis of BOD data. *Sewage Industrial Wastes* 22, 10, 1343-1355.
- Mosley, M.P., McKerchar, A.I., 1993. Streamflow. In: D.R. Maidment (Editor), *Handbook of Hydrology*. McGraw-Hill, New York, pp.8.1-8.39.
- Munaretto, S., Battilani, A., 2014. Irrigation water governance in practice: the case of the Canale Emiliano Romagnolo district, Italy. *Water Policy* 16, 578. <https://doi.org/10.2166/wp.2013.092>
- Murray, P.R., Baron, E.J., Pfaller, M.A., Tenover, F.C., Tenover, R.H., 1999. *Manual of clinical microbiology*, American Society for Microbiology, Washington, DC, United States.
- Namara, R.E., Hanjra, M.A., Castillo, G.E., Ravnborg, H.M., Smith, L., Koppen, B.V., 2010. Agricultural water management and poverty linkages. *Agricultural Water Management* 97, 4, 520-527. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2009.05.007>
- Nelder, J.A., Mead, R., 1965. A simplex method for function minimization. *Computer Journal* 7, 308-313. <https://doi.org/10.1093/comjnl/7.4.308>
- Niazi, M., Obropta, C., Miskewitz, R., 2015. Pathogen transport and fate modeling in the Upper Salem River Watershed using SWAT model. *Journal of Environmental Management* 151, 167-177. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.12.042>
- Nielsen, K.D., Weber, L.J., 2000. Submergence effects on discharge coefficients for rectangular orifices. *ASCE Conf. Proceedings of Joint Conference on Water Resource Engineering and Water Resources Planning and Management*, Minneapolis, MN, United States.
- Office of Water Regulations and Standards (OWR&S), 1992. *Technical Guidance Manual for Performing Waste Load Allocations. Book II, Streams and Rivers, Chapter 1: Biochemical Oxygen Demand/Dissolved Oxygen*, Washington, D.C, United States.
- Olaimat, A.N., Holley, R.A., 2012. Factors influencing the microbial safety of fresh produce: A review. *Food Microbiology* 32, 1, 1-19. <https://doi.org/10.1016/j.fm.2012.04.016>
- Ooi, S.K., Weyer, E., 2008. Control design for an irrigation channel from physical data. *Control Engineering Practice* 16, 9, 1132-1150. <https://doi.org/10.1016/j.conengprac.2008.01.004>
- Orlob, G., Simonovic, S., 1982. *Reservoir operation for water quality control. Experience in operation of hydrosystems*, Water Resources Publications, Highlands Ranch, United States, pp.263-285.
- Orlob, G.T., 1956. Viability of Sewage Bacteria in Seawater. *Sewage and Industrial Wastes* 28, 9, 1147-1167.
- Ouattara, N.K., de Brauwere, A., Billen, G., Servais, P., 2013. Modelling faecal contamination in the Scheldt drainage network. *Journal of Marine Systems* 128, 77-88. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2012.05.004>

- Pachepsky, Y.A., Shelton, D.R., 2011. *Escherichia coli* and fecal coliforms in freshwater and estuarine sediments. *Environmental Science and Technology* 41, 12, 1067-1110. <https://doi.org/10.1080/10643380903392718>
- Paily, P.O., Macagno, E.O., Kennedy, J.F., 1974. Winter Regime Thermal Response and Heated Streams. *Journal of the Hydraulics Division, ASCE* 100(HY4), 531-551.
- Palmer, M.D., 2001. *Water quality modeling: a guide to effective practice*. World Bank, Washington, D.C, United States, pp.178.
- Pan, F., Wang, C., Xi, X., 2016. Constructing river stage-discharge rating curves using remotely sensed river cross-sectional inundation areas and river bathymetry. *Journal of Hydrology* 540, 670-687. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.06.024>
- Parkhurst, D.F., Brenner, K.P., Dufour, A.P., Wymer, L.J., 2005. Indicator bacteria at five swimming beaches: Analysis using random forests. *Water Research* 39, 7, 1354-1360. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.01.001>
- Phelps, E.B., 1909. *The Disinfection of Sewage and Sewage Filter Effluents*, U.S. Geological Survey, Water Supply Paper n.229, Washington, D.C., pp.93.
- Playán, E., Mateos, L., 2006. Modernization and optimization of irrigation systems to increase water productivity. *Agricultural Water Management* 80, 1-3, 100-116. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2005.07.007>
- Preissmann, A., 1961. *Propagation des intumescences dans les canaux et rivières*. Ier Congrès de l'Association Francaise de Calcul, 433-442.
- Raabe, E.W., 1968. Biochemical oxygen demand and degradation of lignin in natural waters. *Journal Water Pollution Control Federation* 40, 5, RI45-RI50. <http://www.jstor.org/stable/25036349>
- Rantz, S.E., others., 1982a. *Measurement and Computation of Streamflow, Volume 1 Measurement of Stage and Discharge*, U.S. Geological Survey Water Supply Paper 2175, pp.313.
- Rantz, S.E., others., 1982b. *Measurement and Computation of Streamflow, Volume 2 Computation of Discharge*. U.S. Geological Survey Water Supply Paper 2175, pp.373.
- Rauch, W., Henze, M., Koncsos, L., Reichert, P., Shanahan, P., Somlyódy, L., Vanrolleghem, P., 1998. *RIVER WATER QUALITY MODELLING: I. STATE OF THE ART*. IAWQ Biennial International Conference, Vancouver, Canada, pp 8.
- Reed, L.J., Theriault, E.J., 1931. The statistical treatment of reaction-velocity data. II. Least-squares treatment of the unimolecular equation. *Journal of Physical Chemistry*, 35, 950-971.
- Renault, D., 2000. Aggregated hydraulic sensitivity indicators for irrigation system behaviour. *Agricultural Water Management* 43, 2, 151-171. [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(99\)00059-1](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(99)00059-1)
- Rivas-Perez, R., Peran-Gonzalez, J. R., Pineda-Reyes, B., Perez-Pereira, B., 2003. Distributed control under centralized intelligent supervisor in the Guira de Melena Irrigation System. *ING. HIDRAUL. MEX.* 18, 2, 53-68.
- Rogers, D. C., Goussard, J., 1998. Canal Control Algorithms Currently in Use; *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 124, 1, 11-15.

- Ryan, P.J., Harleman, D.R.F., 1973. *An Analytical and Experimental Study of Transient Cooling Pond Behaviour*. Technical Report N.161, R.M. Parsons Laboratory for Water resources and Hydrodynamics, Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, United States.
- Saleh, F., Ducharne, A., Flipo, N., Oudin, L., Ledoux, E., 2013. Impact of river bed morphology on discharge and water levels simulated by a 1D Saint-Venant hydraulic model at regional scale. *Journal of Hydrology* 476, 169-177. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.10.027>
- Salgot, M., Huertas, E., Weber, S., Dott, W., Hollender, J., 2006. Wastewater reuse and risk: definition of key objectives. *Desalination* 187, 29-40. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.04.065>
- Sánchez, E., Colmenarejo, M.F., Vicente, J., Rubio, A., García, M.G., Travieso, L., Borja, R., 2007. Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of basins pollution. *Ecological Indicators* 7, 2, 315-328. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.02.005>
- Sau, J., Malaterre, P.-O., Baume, J.-P., 2010. Sequential Monte Carlo hydraulic state estimation of an irrigation canal. *Comptes Rendus Mécanique* 338, 4, 212-219. <https://doi.org/10.1016/j.crme.2010.03.013>
- Sauer, V.B., 2002. *Standards for the Analysis and Processing of Surface-Water Data and Information using Electronic Methods*. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 01-4044, pp.91.
- Sauida, M.F., 2014. Calibration of submerged multi-sluice gates. *Alexandria Engineering Journal* 5 Singley, B.C., 663-668. <https://doi.org/10.1016/j.aej.2014.04.008>
- Scheuerman, P.R., Schmidt, J.P., Alexander, M., 1988. Factors Affecting the Survival and Growth of Bacteria Introduced Into Lake Water. *Archives of Microbiology* 150, 320-325. <https://doi.org/10.1007/BF00408301>
- Schnoor, J.L., 1996. *Environmental modelling, fate and transport of pollutants in water, air and soil*. John A. Wiley & Sons, New York, United States, pp.682.
- Şener, Ş., Şener, E., Davraz, A., 2017. Evaluation of water quality using water quality index (WQI) method and GIS in Aksu River (SW-Turkey). *Science of The Total Environment* 584-585, 131-144. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.102>
- Servais, P., Billen, G., Goncalves, A., Garcia-Armisen, T., 2007. Modelling microbiological water quality in the Seine river drainage network: past, present and future situations. *Hydrology and Earth System Sciences* 11, 1581-1592. <https://doi.org/10.5194/hessd-4-1153-2007>
- Shahrokhnia, M.A., Javan, M., 2005. Performance assessment of Doroodzan irrigation network by steady state hydraulic modeling. *Irrigation and Drainage Systems* 19, 189-206. <https://doi.org/10.1007/s10795-005-5425-4>
- Sheehy, J.P., 1960. Rapid method for solving monomolecular equations. *Journal Water Pollution Control Federation* 32, 6, 646-652.
- Simeonov, V., Stratis, J.A., Samara, C., Zachariadis, G., Voutsas, D., Anthemidis, A., Sofoniou, M., Kouimtzis, T., 2003. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. *Water Research* 37, 17, 4119-4124. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00398-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00398-1)

- Singley, B.C., Hotchkiss, R.H., 2010. Differences between Open-Channel and Culvert Hydraulics: Implications for Design, in: *World Environmental and Water Resources Congress 2010. Presented at the World Environmental and Water Resources Congress 2010, American Society of Civil Engineers, Providence, Rhode Island, United States*, pp.1278-1287. [https://doi.org/10.1061/41114\(371\)137](https://doi.org/10.1061/41114(371)137)
- Skraber, S., Gantzer, C., Maul, A., Schwartzbrod, L., 2002. Fates of bacteriophages and bacterial indicators in the Moselle river (France). *Water Research* 36, 14, 3629-3637. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00063-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00063-5)
- Sokolova, E., Pettersson, T.J., Bergstedt, O., Hermansson, M., 2013. Hydrodynamic modelling of the microbial water quality in a drinking water source as input for risk reduction management. *Journal of Hydrology* 497, 15-23. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.05.044>
- St-Pierre, N.R., 2016. Comparison of model predictions with measurements: A novel model-assessment method. *Journal of Dairy Science* 99, 6, 4907-4927. <https://doi.org/10.3168/jds.2015-10032>
- Streeter, W.H., Phelps, E.B., 1925. A study of the pollution and natural purification in the Ohio River, *Public Health Bull.* 146, U.S. Public Health Service, Washington D.C., United States, pp.80. <http://udspace.udel.edu/handle/19716/1590>
- Sun, H., Wang, S., Hao, X., 2017. An Improved Analytic Hierarchy Process Method for the evaluation of agricultural water management in irrigation districts of north China. *Agricultural Water Management* 179, 324-337. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2016.08.002>
- Taglioli, G., Cinti, P., 2002. Water losses of land channels [Emilia-Romagna]. *Rivista di Ingegneria Agraria, Italia*.
- Tanriverdi, C., Degirmenci, H., Sesveren, S., 2015. Assessment of irrigation schemes in Turkey: Cropping intensity, irrigation intensity and water use, *Proceedings of the Tropentag 2015, Berlin, Germany, 16-18 September 2015*, pp.4.
- Tariq, J.A., Latif, M., 2010. Improving Operational Performances of Farmers Managed Distributary Canal using SIC Hydraulic Model. *Water Resources Management* 24, 3085-3099. <https://doi.org/10.1007/s11269-010-9596-x>
- Tedeschi, L.O., 2006. Assessment of the adequacy of mathematical models. *Agricultural Systems* 89, 225-247. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2005.11.004>
- Thenkabail, P., Dheeravath, V., Biradar, C., Gangalakunta, O.R., Noojipady, P., Gurappa, C., Velpuri, M., Gumma, M., Li, Y., 2009. Irrigated area maps and statistics of India using remote sensing and national statistics. *Remote Sensing* 1, 50-67. <https://doi.org/10.3390/rs1020050>
- Theriault, E.J., 1927. The Oxygen Demand of Polluted Waters. I, 2. *Public Health Bulletin*, N.173, U.S. Public Health Service, Washington D.C., United States.
- Thomann, R.V., Mueller, J.A., 1987. *Principles of Surface Water Quality Modelling Control*. Harper Collins, New York, United States, pp.644.
- Thomas, H.A.Jr., 1937. The slope method for evaluating the constants of the first-stage biochemical oxygen demand curve. *Sewage Works Journal* 9, 425-430.

- Thomas, H.A.Jr., 1940. Analysis of biochemical oxygen demand curve. *Sewage Works Journal* 12, 504.
- Thomas, H.A.Jr., 1950. Graphical determination of BOD curve constants. *Water & Sewage Works* 97, 123-124.
- Tsakiris, G., Alexakis, D., 2012. *Water quality models: An overview*. European Water Publications, 37, 33-46, pp.14.
- Tsvoglou, E.C., 1958. Application of Stream Data to Waste Treatment Plant Design-A Discussion. *Oxygen Relationships in Streams*, Technical Report W-58-2, U.S. Department of health, education and welfare, Division of Sanitary Engineering Services, Cincinnati, United States.
- Ukon, T., Shigeta, N., Watanabe, M., Shiraishi, H., Uotani, M., 2008. Correction methods for dropping of simulated water level utilising Preissmann and MOUSE slot models. *11th International Conference on Urban Drainage*, Edinburgh, United Kingdom, pp.9.
- United States Bureau of Reclamation (USBR), 1997. *Water measurement manual*. Water Resources Research Laboratory, Englewood, United States, pp.317.
- Vasconcelos, J.G., Wright, S.J., 2004. Numerical Modeling of the Transition between Free Surface and Pressurized Flow in Storm Sewers. *Journal of Water Management Modeling*, R220-10. <https://doi.org/10.14796/JWMM.R220-10>
- Veenstra, J.N., Nolen, S.L., 1991. In-situ sediment oxygen demand in five Southwestern US lakes. *Water Research* 25, 3, 351-354. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90016-J](https://doi.org/10.1016/0043-1354(91)90016-J)
- Wade, T.J., Calderon, R.L., Sams, E., Beach, M., Brenner, K.P., Williams, A.H., Dufour, A.P., 2006. Rapidly measured indicators of recreational water quality are predictive of swimming-associated gastrointestinal illness. *Environmental Health Perspectives* 114, 1, 24-28. <https://doi.org/10.1289/ehp.8273>
- WHO, 2006. *Safe use of wastewater, excreta and greywater, Volume II Wastewater use in agriculture*, France, pp.222.
- Wilkinson, J., Jenkins, A., Wyer, M., Kay, D., 1995. Modelling faecal coliform dynamics in streams and rivers. *Water Research* 29, 3, 847-855. [http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)00211-O](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(94)00211-O)
- Wlosinski, J.H., Minshall, G.W., 1983. Predictability of stream ecosystem models of various levels of resolution. *Dynamics of Lotic Ecosystems*, T.D. Fontaine and S.M. Bartell (ed.), Ann Arbor Science, Chelsea, United States, pp.69-86.
- Wu, S., Rajaratnam, N., 2015. Solutions to Rectangular Sluice Gate Flow Problems. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 141, 12. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0000922](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000922)
- Wunderlich, W.O., 1972. *Heat and Mass Transfer Between a Water Surface and the Atmosphere*. Norris, Tenn: Tennessee Valley Authority, Office of Natural Resources and Economic Development, Division of Air and Water Resources, Water Systems Development Branch, Water resources research laboratory report N.14, Report N.O-6803, Knoxville, United States.
- Wurbs, R. A., 1994. *Computer models for water resources planning and management*. Water Resources Support Center, Institute for water Resources, US Army Corps of Engineers, Texas, United States, pp.228.

Xu, M., Negenborn, R.R., van Overloop, P.J., van de Giesen, N.C., 2012. *De Saint-Venant equations-based model assessment in model predictive control of open channel flow*. *Advances in Water Resources* 49, 37-45. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.07.004>

Xu, M., van Overloop, P.J., van de Giesen, N.C., 2013. *Model reduction in model predictive control of combined water quantity and quality in open channels*. *Environmental Modelling & Software* 42, 72-87. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.12.008>

Xu, M., van Overloop, P.J., van de Giesen, N.C., Stelling, G.S., 2010. *Real-time control of combined surface water quantity and quality: polder flushing*. *Water Science and Technology* 61, 4, 869-878. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.847>

Yakirevich, A., Pachepsky, Y.A., Guber, A.K., Gish, T.J., Shelton, D.R., Cho, K.H., 2013. *Modeling transport of Escherichia coli in a creek during and after artificial high-flow events: Three-year study and analysis*. *Water Research* 47, 8, 2676-2688. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.02.011>

Young, J. C., Clark, J. W., 1965. *Second order equation for BOD*. *J. sanit. Engng Div. Am. Soc. civ. Engrs* 91, 43-57.

Zhou, K., Sassi, H.P., Morrison, C.M., Duan, J.G., Gerba, C.P., 2017. *Resuspension of Escherichia coli and MS2 Bacteriophage from Bed Sediment in Irrigation Canals*. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 143, 6, 04017005. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0001169](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0001169)

Agenzia per le Erogazioni in Agricoltura della Regione Emilia Romagna (AGREA)

<https://agrea.regione.emilia-romagna.it/> (consultato 08/03/2018)

Area dimostrativa ACQUA CAMPUS del Consorzio del CER

<http://www.consorziocer.it/it/n/reti-di-consegna-in-mostra-ad-acqua-campus/> (consultato 22/06/2018)

Consorzio di II grado del Canale Emiliano Romagnolo

<http://www.consorziocer.it/> (consultato 26/02/2018)

Consorzio di II grado del Canale Emiliano Romagnolo: risultati analisi qualitative

<http://cloud.consorziocer.it/CerAcqueNET/StampaGraFicoAnalisi.aspx> (consultato 16/01/2019)

Consorzio di I grado della Bonifica Renana

<https://www.bonificarenana.it/> (consultato 29/06/2018)

Fabbisogno idrico colturale ed efficienza delle tecniche di irrigazione

<http://www.fao.org/docrep/t7202e/t7202e08.htm> (consultato 21/06/2017)

Servizio iColt gestito da ArpaER

https://www.arpae.it/dettaglio_generale.asp?id=2824&idlivello=1599 (consultato 08/03/2018)

Servizio regionale IRRINET

<https://www.irriframe.it/> (consultato 26/02/2018)

Sezione del sito della Regione Emilia Romagna dedicata ai Bollettini Ufficiali

<http://bur.regione.emilia-romagna.it/anno> (consultato 22/02/2018)

Software HEC-RAS

<http://www.hec.usace.army.mil/software/hec-ras/> (consultato 27/02/2018)

Software MIKE11

<https://www.mikepoweredbydhi.com/products/mike-11> (consultato 22/06/2018)

Software SIC²

<http://sic.g-eau.net/> (consultato 28/02/2018)

Software SOBEK

<https://www.deltares.nl/en/software/sobek/> (consultato 27/02/2018)

